

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ХАРКІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
МІСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА імені О.М. БЕКЕТОВА

О. М. ДРОЗД
Д. В. ДЯДІН

КОНСПЕКТ ЛЕКЦІЙ
з навчальної дисципліни

«ГЕОХІМІЯ ДОВКІЛЛЯ»

*(для студентів 4 курсу денної і заочної форм навчання спеціальності
183 – Технології захисту навколишнього середовища)*

Харків – ХНУМГ ім. О. М. Бекетова – 2017

Дрозд О. М. Конспект лекцій з навчальної дисципліни «Геохімія довкілля» (для студентів 4 курсу денної та заочної форм навчання спеціальності 183 – Технології захисту навколишнього середовища) / О. М. Дрозд, Д. В. Дядін ; – Харків. нац. ун-т міськ. госп-ва ім. О. М. Бекетова. – Харків : ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, 2017. – 45 с.

Автори: О. М. Дрозд;
Д. В. Дядін

Рецензент: д-р техн. наук, проф. Ф. В. Стольберг

Рекомендовано кафедрою міських та регіональних екосистем, протокол № 1 від 31.08.2015 р.

ЗМІСТ

1 МІГРАЦІЯ ХІМІЧНИХ ЕЛЕМЕНТІВ У ДОВКІЛЛІ	4
1.1 Міграція хімічних елементів і її показники	4
1.1.1 Становлення та розвиток геохімії. Хімічні елементи в навколишньому середовищі	4
1.1.2 Міграція хімічних елементів	5
1.1.3 Геохімічні бар'єри	9
1.1.4 Фонові та кларкові концентрації хімічних елементів у компонентах довкілля	11
1.2 Хімічні елементи у довкіллі	12
1.2.1 Асоціації хімічних елементів. Кларк концентрації	12
1.2.2 Накопичення продуктів техногенезу в ландшафтах та формування геохімічних аномалій	13
1.2.3 Накопичення хімічних елементів у компонентах довкілля на урбанізованих територіях	15
1.3 Природа іонізуючих випромінювань та вплив на здоров'я людини	21
1.3.1 Коротка характеристика іонізуючих випромінювань	21
1.3.2 Основні величини та одиниці, що використовуються в радіоекології (радіаційній медицині і біології)	22
1.3.3 Вплив іонізуючого випромінювання на живі організми	23
1.3.4 Захист людини від впливу іонізуючих випромінювань	24
1.3.5 Законодавчий захист людини від впливу радіації в Україні	24
1.3.6 Регламентовані радіаційні показники і радіаційний контроль у будівництві	25
1.3.7 Лімітування вмісту радіонуклідів у воді та їжі	26
1.3.8 Підвищення стійкості організму до впливу радіації	26
1.3.9 Поводження з радіоактивними відходами	27
2 ГЕОХІМІЧНІ МЕТОДИ ВІДНОВЛЕННЯ ПОРУШЕНИХ КОМПОНЕНТІВ ДОВКІЛЛЯ	28
2.1 Порухення компонентів довкілля	28
2.2 Вплив накопичення елементів у довкіллі на здоров'я людини	30
2.2.1 Показники шкідливості токсичних металів у ґрунтах сільськогосподарського призначення	30
2.2.2 Хімічні елементи та їх вплив на здоров'я людини і стан біологічних компонентів довкілля	33
2.3 Геохімічні засоби і технології захисту та відновлення довкілля	34
2.3.1 Геохімічні методи дослідження урбанізованих територій	34
2.3.2 Технічні та екологічні засоби і технології захисту і відновлення довкілля	39
СПИСОК ДЖЕРЕЛ	44

1 МІГРАЦІЯ ХІМІЧНИХ ЕЛЕМЕНТІВ У ДОВКІЛЛІ

1.1 Міграція хімічних елементів і її показники

1.1.1 Становлення та розвиток геохімії.

Хімічні елементи в навколишньому середовищі

Геохімія навколишнього середовища дозволяє створити єдину базу (підхід) для вивчення процесів, що відбуваються в атмосфері, верхніх частинах літосфери, ґрунтах, поверхневих і підземних водах, біологічних об'єктах в умовах діяльності людини, яка отримала назву техногенезу (О. Є. Ферсман). Вона є відгалуженням геохімії, становлення якої як самостійної науки пов'язане в першу чергу з ім'ям В. І. Вернадського і відноситься до 1908-1911 р. Перші лекції з геохімії були підготовлені і прочитані в 1912 р. в Москві А. Е. Ферсманом – учнем В. І. Вернадського. Кінець XIX - початок XX ст. були періодом бурхливого розвитку промисловості і революційних відкриттів в науці, в першу чергу у фізиці. Це призвело до створення нових методів дослідження речовини, у тому числі спектрального аналізу. В.І. Вернадський, який в той період керував кафедрою мінералогії Московського університету, вирішив провести роботу з уточнення хімічного складу (формул) мінералів, використовуючи спектральний аналіз. Результати проведених досліджень показали, що в мінералах, склад яких виражається простою хімічною формулою (наприклад, кварц), присутні в малих кількостях багато інших хімічних елементів. Осмислення встановлених ним фактів, а також відкриття радіоактивності, уявлення про атом хімічного елемента як про реальну складну систему нашою вченою на зміну основного об'єкта дослідження - ним стають хімічні елементи. Предметом вивчення фундаментальної геохімії є історія атомів Землі та інших планет земної групи.

Геохімія розвивалася і в напрямку прикладних досліджень. Виділяють два основних напрямки прикладної геохімії:

- пошуки родовищ корисних копалин (О. Є. Ферсман, О. І. Перельман та інші, починаючи з 20-х - 30-х років минулого століття);
- геохімічні дослідження проблем навколишнього середовища (Б. Б. Полинов, В. В. Ковальський, Ю. Є. Саєт, О. І. Перельман)

Другий напрямок має практичні виходи в охорону здоров'я (концентрація елементів у ландшафтах і зв'язок з поширенням захворювань населення), в сільське господарство (причини хвороб рослин і тварин), розробку корисних копалин (нові технології вилучення корисних компонентів), охорону і відновлення навколишнього середовища (розробка нових, у тому числі біологічних, технологій).

Планомірні геохімічні дослідження поширення забруднюючих речовин, пов'язаних з відходами, викидами і стоками різних виробництв і комунально-побутової діяльністю на урбанізованих територіях, було започатковано на території колишнього СРСР в останній чверті минулого століття. Було встановлено, що в ході розповсюдження забруднюючих речовин реалізуються в основному природні міграційні механізми, як при формуванні ореолів та потоків розсіювання елементів навколо родовищ корисних копалин, що дозволило залучити

для еколого-геохімічної оцінки стану середовища прийоми і методи, використовувані в пошуковій геохімії, в тому числі біогеохімічні.

В основі всіх прикладних геохімічних досліджень лежать такі чотири найважливіших положення геохімії, підтверджені незаперечними дослідними даними (А. І. Соловов):

- 1 повсюдне, у всіх геосферах, поширення хімічних елементів.
- 2 безперервна в часі і в просторі міграція хімічних елементів.
- 3 різноманіття видів і форм існування в природі хімічних елементів.
- 4 переважання процесів розсіяння елементів порівняно з їх концентруванням.

Повсюдне поширення хімічних елементів підтверджується результатами аналізу хімічного складу гірських порід, ґрунтів, природних вод, органічних утворень. Навіть в оптично прозорому кварці (SiO_2) чутливі методи аналізу виявляють присутність Fe, S, Pb, Cu, As, Na і ін. елементів, вміст яких формула мінералу не відображає.

Різнорманітність видів і форм існування хімічних елементів знаходить відображення у великій кількості природних хімічних сполук, мінеральних форм, розчинів, а також технічних продуктів, до складу яких входить один і той же хімічний елемент. Якщо хімічний елемент входить до складу кристалічної решітки мінералу, то індивідуальні властивості елемента в міграційних процесах часто не виявляються, на перший план виступають властивості мінералу (або технічного каменю) як цілого.

Характер розподілу хімічних елементів у природних системах залежить від великої кількості незалежних один від одного причин і описується нормальним або логнормальним законом розподілу. При нормальному характері розподілу найбільш вірогідним значенням концентрації є середнє арифметичне значення (фонова концентрація C_ϕ), а більше 99 % значень концентрації цього елемента знаходяться в межах $C_\phi \pm 3\sigma$. Значення, які виходять за ці межі, відносять до аномальних. Експериментально встановлено, що існують аномалії з менш жорсткими критеріями:

$$C_a > C_\phi + 2\sigma \quad \text{або} \quad C_a > C_\phi + \sigma.$$

При розподілі елементів, яке описується логнормальним законом, основними параметрами є середнє геометричне значення і середнє геометричне відхилення ε . Критерієм аномальності в цьому випадку буде:

$$C_a > C_\phi \cdot 3\varepsilon, \quad C_a > C_\phi \cdot 2\varepsilon \quad \text{або} \quad C_a > C_\phi \cdot \varepsilon.$$

В одному і тому ж мінералі або гірській породі може спостерігатися нормальний закон в розподілу одних елементів і логнормальний – для інших.

1.1.2 Міграція хімічних елементів

Переміщення хімічних елементів, їх іонів, сполук, речовини в цілому в просторі називають **міграцією**. Міграція хімічних елементів проявляється в різних формах і на різних рівнях: як у масштабних і потужних тектоно-магматичних процесах (виверження вулканів, опускання дна морів, горотворення і т.п.), так і в найтонших біохімічних реакціях, що протікають в живій речовині.

Міграція хімічних елементів спричинена дією внутрішніх і зовнішніх факторів, залежить від хімічної форми елементів і їх сполук, їхніх фізико-хімічних властивостей, і вмісту в навколишньому середовищі, а також від стану і властивостей самого середовища міграції.

Поділ факторів міграції хімічних елементів на внутрішні і зовнішні був запропонований О. Є. Ферсманом. Внутрішніми факторами міграції елементів є їх фізичні і хімічні властивості, які визначаються будовою атомів, їх здатністю до утворення летких та розчинних сполук, осадів тощо. До зовнішніх факторів належать характеристики умов міграції елементів – температура, тиск, кислотно-лужні та окисно-відновні умови тощо.

Відмінності в міграційній здатності хімічних елементів призводять до їх диференціації і до утворення природних і природно-техногенних систем з різними кількісними співвідношеннями між елементами. В результаті за якісної однаковості складу речовини концентрація одного і того ж елемента в різних точках земного простору різна.

Залежно від форм руху матерії, законів та механізмів, за якими відбувається переміщення, фізичного стану і хімічної форми мігрантів, фізичного стану міграційного потоку здійснюється класифікація видів міграції.

Залежно від форм руху матерії, з яким пов'язане переміщення речовини, в напрямі ускладнення процесу, виділяють такі види міграції:

- механічну;
- фізико-хімічну;
- біогенну;
- техногенну.

Механічна міграція – це переміщення речовини, яке відбувається внаслідок дії законів механіки, гідродинаміки, гравітації, тощо. Розрізняють такі підвиди механічної міграції: *гравітаційну* (обвали, зсуви, осипи); *водну* (перенесення часток з проточною водою, водна ерозія, денудація); *водно-гравітаційну* (сельові потоки); *повітряну міграцію* (вітрове перенесення речовин, вітрова ерозія); фізичну (вивітрювання).

Основного значення при механічній міграції набувають параметри потоків (об'єм, швидкість тощо), і параметри часток, що переносяться (їхні розміри, форма, щільність тощо), наявність перешкод на шляху міграції (нерівності земної поверхні, штучні поверхні – насипи, дамби, дороги тощо), характер і параметри поверхні (довжина, кут нахилу, нерівності та щільність поверхні ковзання), інтенсивність та розміри руйнації порід та ін.

Фізико-хімічна міграція – це переміщення хімічних елементів, яке відбувається згідно з законами фізики, хімії та основними типами взаємодії елементів. Основними механізмами фізико-хімічної міграції є дифузія, осаджування, сорбція, десорбція та ін. Здатність хімічних елементів до фізико-хімічної мігра-

ції залежить від їх хімічних і фізичних властивостей, дії внутрішніх і зовнішніх факторів міграції, поширення елементів у геосистемі.

Повітряна міграція. На склад атмосфери істотно впливає перебіг техногенно-антропогенних, біологічних та інших процесів. До основних елементів - повітряних мігрантів відносяться О, С, Н, N, I, а також інертні гази. Повітряна міграція елементів спостерігається не тільки в наземній атмосфері, але і в гідросфері (у поверхневих і підземних водах) і земній корі. Названі елементи можуть входити до складу неорганічних сполук і вуглеводнів.

В осадових породах, за оцінками В.А. Соколова, міститься $2,14 \cdot 10^{14}$ т газів, серед яких переважає метан CH_4 (до 40%), діоксид вуглецю CO_2 (більше 27%), азот N_2 (26%), важкі вуглеводні (більше 6%), водень, сірководень і діоксид сірки. У магматичних породах гранітного шару переважає вуглекислий газ і азот.

Міграція газів в земній корі відбувається шляхом фільтрації через відкриті пори і тріщини або шляхом молекулярної дифузії. Швидкість дифузії через насичені водою гірські породи становить $0,01 - 0,1 \text{ см}^3/\text{м}^2/\text{добу}$. Здатність тієї чи іншої речовини проникати крізь товщу або шар характеризує його коефіцієнт дифузії.

Водна міграція. Більшість хімічних елементів мігрує у водних розчинах, які можуть бути іонними, молекулярними, колоїдними, суспензійними. Мігранти можуть бути поділені за ступенем рухливості у водному середовищі. Мало-рухомі у воді мігранти переміщуються водним потоком у вигляді твердих часток. Більш детально див. практичне заняття № 1.

На перехід речовини з твердого стану в міграційне водне середовище впливає не тільки його розчинність в воді, а й фізико-хімічні характеристики водного середовища: ступінь мінералізації води, величина рН, окисно-відновні умови (кисневі, сірководневі, глейові води). Ознаками окислювального середовища є присутність вільного кисню або заліза в тривалентній формі та високий окислювально-відновний потенціал середовища E_h (більше 0,4 В). Ознаками відновлювальних умов є переважання двовалентної форми заліза, присутність метану, водню в глейових умовах або сірководню і його похідних.

Показники водної міграції, що використовують при геохімічному аналізі, можуть бути поділені на 3 групи:

- дані щодо інгредієнтів природних вод, що дають їх якісну та кількісну характеристику в абсолютних одиницях;
- показники, що характеризують інтенсивність водної міграції окремих елементів (зіставлення речового складу природних вод і літогенної основи ландшафту);
- показники, що відображають трансформацію водного геохімічного потоку в різних ландшафтах, балансові співвідношення між надходженням і виносом речовини в різних природних і природно-техногенних системах (наприклад, порівняння складу поверхневого стоку зі складом атмосферних вод).

Біогенна міграція. Біогенна міграція хімічних елементів здійснюється в процесі утворення та розкладу живої речовини, а саме: в процесі фотосинтезу, дихання, біологічного поглинання мінеральних речовин з ґрунту, біологічної акумуляції хімічних елементів, при відмиранні живої речовини – в процесі її розкладу та мінералізації. Живі організми є головним фактором міграції хімічних елементів.

У складі живої речовини на Землі різко переважає рослинність, тому властиві їй показники і співвідношення розглядають як характерні для усієї живої речовини.

Загальними показниками, які використовують в геохімії, є **біомаса** і щорічна **біопродукція**. Інтенсивність залучення окремих хімічних елементів в біологічний коло-обіг речовини відображають такі показники, як *біофільність елементів* та *коефіцієнт його біологічного поглинання*.

Біофільність елемента визначають за ступенем його концентрації в живій речовині через **коефіцієнт біофільності** $B_x = B_x / C_x$, де B_x - кларк цього елемента в живій речовині (фітомасі), а C_x - кларк елемента в літосфері. Порядок цифр, що відображають біофільність окремих елементів, показують наступні дані. Високі коефіцієнти біофільності мають P і $S - n \cdot 10$; Z_n і $C_o - n$, $Si - 0,1n$, $Al, Pb - 0,01n$.

Коефіцієнт біологічного поглинання A_x визначають як відношення вмісту елемента в попелі рослини до його вмісту в ґрунті або гірській породі: $A_x = C_{ГЗ} / C_{ГП}$

Для інтерпретації результатів біогеохімічного аналізу важливо брати до уваги такі фактори:

- таксономічне положення рослинного організму;
- відмінність у характері накопичення макро- і мікроелементів в одному і тому ж організмі;
- розбіжність у концентрації одного і того ж елемента в різних органах рослини ;
- сезонні відмінності в концентрації елементів;
- залежність вмісту елементів від місцевих умов.

Техногенна міграція хімічних елементів. Техногенна міграція відбувається в процесі господарської діяльності суспільства, внаслідок забруднення навколишнього природного середовища. Техногенна міграція, як і природна, може бути механічною, фізико-хімічною, біогенною.

Різноманітність техногенної міграції зумовлена особливостями господарського використання території, тобто особливостями природокористування, які безпосередньо впливають на формування техногенних міграційних потоків. У зв'язку з цим існують залежності:

- техногенного навантаження від виду природокористування;
- умов первинного розподілу хімічних забруднюючих речовин від просторової диференціації джерел забруднення;

- надходження техногенних забруднюючих речовин за трофічними ланцюгами до організму людини від умов сільськогосподарського використання;
- рівня екологічної небезпеки стану геосистем (як середовища життя людини) від їх типу господарського використання.

Крім того, виявлено безпосередній вплив природокористування на зміну ландшафтної структури й фізико-хімічних властивостей компонентів геосистем, а також умови міграції хімічних елементів.

Здебільшого господарське використання території здійснюється без врахування ландшафтної організації простору, властивостей, сучасного стану геосистем. У межах однієї геосистеми може бути і промислове підприємство, і сільськогосподарські угіддя, що позначатиметься на екологічному стані цієї геосистеми, ступені її забруднення, особливостях формування поля забруднення і врешті – на здоров'ї людей.

1.1.3 Геохімічні бар'єри

Ділянки земної кори, де на невеликих відстанях різко зменшується інтенсивність міграції хімічних елементів, внаслідок чого відбувається їх концентрація, О. І. Перельман у 1961 р. запропонував називати *ландшафтно-геохімічними бар'єрами*. Іншими словами, *геохімічні бар'єри* – це ділянки з підвищеним вмістом хімічних елементів, порівняно з їх вмістом у фонових геосистемах.

Для характеристики геохімічних бар'єрів використовують такі показники, як *градієнт* та *контрастність* бар'єру.

Градiєнт бар'єру відображає зміну показників умов міграції у напрямі руху хімічних елементів. Розраховують його таким чином

$$G = dm / dl \quad \text{або} \quad G = (m_1 - m_2) / dl \quad (1.1)$$

де dl – ширина бар'єра, m_1 – значення показника умов міграції (температура, тиск, швидкість, рН і т.д.) до бар'єру, m_2 – значення показника умов міграції після бар'єру.

Відношення показників умов міграції у напрямі руху елементів до і після бар'єра називають *контрастністю бар'єра* і визначають як:

$$S = m_1 / m_2 \quad (1.2)$$

Інтенсивність накопичення елементів зростає із збільшенням контрастності та градієнта бар'єра.

За механізмом формування виділяють три основних типи геохімічних бар'єрів (як природних, так і техногенних): 1) механічні, 2) фізико-хімічні, 3) біогеохімічні.

Механічні бар'єри формуються за рахунок наявності природних або антропогенних перешкод на шляху механічної міграції та зміни швидкості у водному або повітряному потоці. На механічному бар'єрі можуть накопичуватися важкі стійкі мінерали, що містять Ti, Sn, W, Au, Hg, Zr та інші, при випаданні з

водного потоку або аерозольні частки з атмосферного. На ділянках з різкими перегинами рельєфу формуються орографічні механічні бар'єри, наприклад в місцях зчленування схилових поверхонь і балочних або річкових заплав, схило-ві поверхні, звернені до повітряного вітрового потоку.

Фізико-хімічні бар'єри являють собою різку зміну фізико-хімічних умов середовища і залежно від цих умов підрозділяються на наступні групи, описанні нижче.

Окислювальні і відновні бар'єри формуються при водній міграції хімічних елементів (їх сполук, іонів) у зв'язку зі зміною окислювально-відновних умов (Eh). На таких бар'єрах концентруються елементи, насамперед, зі змінною валентністю.

Окислювальний (кисневий) бар'єр формується при зміні відновлювальних умов окисними. На даному бар'єрі відбувається накопичення Fe, Mn, Co (з кисневих і глейових вод), а також самородна S, Se (з сірководневих і сульфідних вод). Так, наприклад, у місцях виходу глейових вод, збагачених Fe^{2+} і Mn^{2+} , осідають їх гідроокисли, утворюючи залізо-марганцеві конкреції (стяжіння), болотні та озерні руди.

У разі різкого зростання відновлювальних властивостей середовища виникають *відновлювальні бар'єри* – сірководневі і сульфідні, а також глейові, на яких накопичуються Cu, Au, Ag, S, Se, U, Mo, V і ін.

Відновні глейові бар'єри – накопичення урану, ванадію, міді, миш'яку та інших у вигляді карбонатів, фосфатів.

Відновлювальні сірководневі бар'єри – накопичення нікелю, кобальту, ртуті, цинку, свинцю, міді у вигляді сульфідів, самородних елементів; притаманна присутність таких газів, як сірководень, метан, водень і ін.

Лужний – накопичення кальцію, магнію, кадмію, барію, стронцію, цинку, заліза та ін елементів у формі гідроксидів, карбонатів, фосфатів та ін.

Кислий – накопичення таких елементів, як молібден, кремній, германій.

Сорбційний – сорбція на негативних колоїдах (глинистих мінералах) іонів кальцію, калію, магнію, цинку, свинцю, кобальту, міді, і на позитивних колоїдах (гідроксидах алюмінію і заліза) фосфору, сірки, ванадію, молібдену.

Випарний (солончаки, солоні озера) – накопичення кальцію, натрію, калію, хлору, сірки, стронцію, цинку та ін.

Біогеохімічні бар'єри виникають за рахунок біогенної міграції хімічних елементів, точніше за рахунок біопоглинання, біоаккумуляції, розкладання органічної речовини, біогенного мінералоутворення. Найчастіше біогеохімічні бар'єри локалізуються у верхньому шарі гумусового горизонту ґрунтів. Після відмирання рослин у верхньому шарі відбувається накопичення тих елементів, коефіцієнти біологічного накопичення яких перевищують одиницю. На біогеохімічному бар'єрі відбувається концентрування C, H, O, N, I, K, P, B, Sr та інших елементів. У гумусовому і торф'яному шарах накопичуються Mn, Ni, Co, Ca, K, P, B, Sr та ін.

1.1.4 Фонові та кларкові концентрації хімічних елементів у компонентах довкілля

Вивчення геохімічних умов передбачає встановлення *геохімічного фону*, тобто визначення геохімічних параметрів природних еталонів ландшафтно-геохімічних систем.

Геохімічний (природний) фон – такий вміст елементів у навколишньому середовищі, який був найвластивішим для даних природних систем до техногенного забруднення. Геохімічний фон характеризується: провідною асоціацією елементів; елементами з кларками концентрації більше ніж одиниця; топоморфними елементами; рівнем накопичення; ступенем неоднорідності; хімічною формою провідних елементів.

Техногенний фон встановлюється за співвідношенням концентрацій хімічних елементів (даних актуального вмісту) до природних фонових показників. Техногенний геохімічний фон встановлюють за даними вмісту техногенних хімічних речовин у поверхневому шарі ґрунтів та в донних відкладах, порівняно з їхніми природними фоновими концентраціями. Найдоцільніше при цьому використовувати такі показники, як кларк концентрації, відношення актуальної концентрації до ГДК, комплексний показник забрудненості.

Кларк – середній вміст елементу в земній корі або її частині, чи в іншому компоненті природної системи. Кларки показують, яку частку становить маса певного хімічного елемента, щодо маси земної кори. Найчастіше кларки позначають у відсотках.

Перші узагальнення даних по хімічному складу гірських порід, що складають земну кору, були зроблені американським вченим Ф. У. Кларком, і з тих пір ці цифри неодноразово піддавалися уточненню. Найбільш часто в нашій країні використовують значення кларків, розраховані О. П. Виноградовим. В даний час є дані про середній вміст елементів у різних типах порід, різних сферах, а також біологічних об'єктах.

За даними багатьох учених, з 89 елементів, які входять до складу земної кори, найпоширенішими є кисень (кларк 47,2 %), кремній (27,6 %), алюміній (8,8 %), тобто на 83,6 % земна кора складається з цих трьох елементів (за даними О. П. Виноградова), а якщо додати до них ще залізо (5,1 %), кальцій (3,6 %), натрій (2,64 %), калій (2,60 %), магній (2,10 %), то вісім перелічених елементів становлять більш як 99% від загальної маси літосфери, тоді як 81 елемент не становить навіть й одного відсотка. Кларки багатьох елементів не перевищують 0,01–0,0001%. Хімічні елементи з такими кларками називають *рідкісними*. Якщо вони не утворюють особистих мінералів і не мають здатності до концентрації, їх ще називають *рідкісними розсіяними*. Хімічні елементи з кларками, меншими за 0,01%, ще називають *мікроелементами*.

Співвідношення елементів у різних сферах істотно відрізняється. Так, 99,9 % **літосфери** складає сума кларків восьми елементів: кисню, кремнію,

алюмінію, заліза, кальцію, натрію, магнію, титану. 99,58 % **гідросфери** за масою складається з п'яти елементів: кисню, водню, хлору, натрію, магнію. 99,94 % **атмосфери** складає сума кларків трьох елементів: азоту, кисню і аргону. Інші елементи присутні в цих сферах в сотих, тисячних і мільйонних частках відсотка, що відповідає величині їх кларка.

Внаслідок біохімічних процесів, які супроводжують утворення живої речовини та ґрунтів, відбувається вибіркове засвоєння певних хімічних елементів, що призводить до перерозподілу їх між компонентами системи та до формування певного хімічного складу компонентів геосистеми. Оскільки мінеральна частина ґрунтів значною мірою зумовлена хімічним складом гірських порід літосфери, то зрозуміла схожість хімічного складу ґрунтів з хімічним складом літосфери. І в земній корі, і в ґрунтах перше місце належить кисню, друге – кремнію, далі – алюмінію і т. д. Але у ґрунтах, порівняно з літосферою, в 20 разів більше вуглецю та в 10 разів більше азоту, що пов'язано з життєдіяльністю організмів, які містять 18 % вуглецю та 0,3 % азоту.

Якщо на 99 % хімічний склад літосфери становлять 8 елементів, то жива речовина на 98,8 % складається з 4 елементів – кисню, вуглецю, водню, азоту. Біогенетичні процеси, разом з процесами вивітрювання та ґрунтоутворення, безумовно, вплинули на хімічний склад ґрунтів. У ґрунтах більше, ніж у літосфері, кисню, водню, кремнію, але менше алюмінію, заліза, кальцію, магнію, натрію, калію та інших елементів. Сукупність геохімічних процесів призводить до перерозподілу хімічних елементів між компонентами, кількість панівного елементу – кисню збільшується від літогенного компонента до біотичного, де становить 70 %. Переважаюча роль кисню в хімічному складі всіх компонентів геосистем зумовлює особливості хімічних процесів, які відбуваються в них.

1.2 ХІМІЧНІ ЕЛЕМЕНТИ У ДОВКІЛЛІ

1.2.1 Асоціації хімічних елементів. Кларк концентрації

Кларк концентрації – показник, введений у 1937 р. В. І. Вернадським для кількісної характеристики ступеня відмінності вмісту хімічного елемента в певній природній системі (або її частині) від кларка літосфери. Кларк концентрації обчислюють за формулою:

$$KK = k_i / K_i, \quad (1.3)$$

де k_i – вміст (кількість) i -го елемента у n -компоненті; K_i – кларк i -го елемента в літосфері (найбільш поширений підхід) або кларк i -го елемента у n -компоненті.

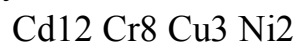
Близьким за значенням до кларка концентрації є **коефіцієнт концентрації** (K_c). За коефіцієнтом концентрації визначають співвідношення між кількістю хімічного елемента в об'єктах, що порівнюються між собою, тобто коефіцієнт концентрації характеризує ступінь накопичення елементів у системі (компонен-

ті) відносно будь-якого обраного еталона. За коефіцієнтом концентрації розраховують відношення вмісту елемента в об'єкті до його фонового значення у відповідному компоненті навколишнього середовища – ґрунтах, водах тощо.

Асоціацією хімічних елементів називають групу елементів, які виявляються в кількості, відмінній від критеріального (геохімічного фону або кларка).

Меру перевищення концентрації елемента над фоновим значенням показує коефіцієнт концентрації K_c .

Формула геохімічної асоціації (ранжовані за зменшенням величини K_c ряди елементів, що входять в асоціацію) відображає співвідношення між елементами і дозволяє виділити серед них пріоритетні забруднювачі. Приклад такої формули, яка представляє пріоритетне становище в якості елементів-забруднювачів кадмію та хрому, наведено нижче.



Парагенетичною називають таку асоціацію, в якій накопичення елементів пов'язане з єдиним джерелом надходження елементів або загальним міграційним процесом.

Асоціації співнаходження відрізняються тим, що елементи з різних джерел механічно зведені на одній ділянці.

Кількісною мірою асоціації є інтегральний показник забруднення Z_c , що представляє собою адитивну суму коефіцієнтів концентрації елементів над одиничним рівнем:

$$Z_c = \sum K_c - (n - 1), \quad (1.4)$$

де n – кількість елементів з K_c більше 1.

Зона забруднення – це ділянка території, де вміст елементів-забруднювачів перевищує встановлені санітарні норми, що створює загрозу для здоров'я людини.

1.2.2 Накопичення продуктів техногенезу в ландшафтах та формування геохімічних аномалій

Техногенні геохімічні аномалії формуються внаслідок первинного і вторинного розподілу забруднюючих речовин (закріплення на ландшафтно-геохімічних бар'єрах). Їх параметри, конфігурація, поширення залежать як від інтенсивності надходження техногенних елементів, так і від особливостей ландшафтно-геохімічної структури території.

За класифікацією О. І. Перельмана (1978), виділяють техногенні аномалії як з підвищеним вмістом елементів, так і зі зниженим (за рахунок вилучення речовини) порівняно з геохімічним фоном. За розмірами розрізняють **глобальні, регіональні і локальні аномалії**.

За місцем виникнення аномалій (за компонентом-приймачем забруднень) та місцем акумуляції елементів техногенні геохімічні аномалії поділяють на літохімічні, педохімічні, гідро-геохімічні, атмогеохімічні, біогеохімічні.

Техногенні геохімічні аномалії з підвищеним вмістом елементів порівняно з фоном виникають за умов аварійних викидів, унаслідок інтенсивного, але обмеженого в часі, техногенного впливу (наприклад, при розробці корисних копалин), забруднення навколишнього середовища (від стаціонарних, напівстаціонарних і пересувних джерел забруднення). Як зазначає М. А. Глазовська (1978), перші два типи техногенних аномалій є залишковими. Час їх існування залежить від ступеня техногенного навантаження, первинного порушення функцій живих організмів, особливостей ландшафтно-геохімічної структури, яка сприяє або перешкоджає самоочищенню геосистем від забруднюючих речовин.

Техногенні геохімічні аномалії, які виникають внаслідок забруднення навколишнього природного середовища, постійно посилюються внаслідок надходження і акумуляції забруднюючих речовин. небезпечність таких аномалій (з невисоким рівнем аномальності) криється в кумулятивному ефекті тривалого впливу підвищених біогеохімічно активних речовин на живі організми, що може призвести до появи техногенних біогеохімічних ендемій, у віддалених наслідках порушення життєво важливих функцій, навіть зміні генетичного коду живих організмів.

В основному визначено і відносно добре вивчено закономірності формування локальних геохімічних аномалій. Це передусім стосується формування локальних аномалій внаслідок розсіювання в атмосфері газопилових викидів від окремих підприємств, у районах агломерацій, вздовж автотрас та від інших джерел локального забруднення.

Для характеристики локальних техногенних аномалій використовуються коефіцієнти концентрації окремих хімічних елементів (K_K) (щодо їх вмісту в незабруднених фонових геосистемах) та сумарний показник забруднення Z_c , що дорівнює сумі коефіцієнтів концентрації елементів, які накопичуються в межах аномалій. Техногенні аномалії, які формуються внаслідок аерозольного забруднення, досить чітко оконтурюються за валовим вмістом та співвідношенням валових та розчинних форм мікроелементів у ґрунтах, передусім в їх верхніх горизонтах.

З віддаленням від джерела забруднення асоціації елементів-забруднювачів збіднюються, сумарний показник забруднення зменшується (через зменшення концентрації забруднюючих речовин). Це дає змогу виділити в межах техногенних аномалій кілька зон.

Вміст техногенних елементів у ґрунтах і золі рослин зменшується від джерела забруднення за експонентою. Підвищений вміст елементів фіксується на відстані 3-30 км від джерела забруднення, а значно підвищений вміст – на відстані 2-5 км. Форма, конфігурація і протяжність техногенних аномалій залежать не тільки від потужності джерела забруднення, а й від напрямку і швидкості панівних вітрів і особливостей місцевої циркуляції повітряних мас

Наявність техногенної геохімічної аномалії визначають за кларками концентрації хімічних елементів у верхньому (гумусовому) горизонті до їх вмісту в ґрунтоутворюючій породі, який за певних умов можна вважати природним фоновим або природним еталоном певного типу геосистеми (якщо такі еталони визначені).

Враховуючи наслідки аварії на Чорнобильській АЕС, що призвели до радіаційного забруднення значної території в межах України, визначено радіоактивні техногенні аномалії. За спряженим аналізом просторової диференціації радіоактивних аномалій та ландшафтно-геохімічної структури оцінюють та прогнозують напрями та особливості перерозподілу техногенних радіонуклідів.

Отже, наявність техногенних аномалій, величину техногенного впливу на навколишнє природне середовище визначають передусім за даними вмісту техногенних хімічних речовин у поверхневому шарі ґрунтів та в донних відкладах порівняно з їх природними фоновими концентраціями. Найдоцільніше при цьому використовувати такі показники, як кларк концентрації, відношення актуальної концентрації до ГДК, комплексний показник забрудненості (за сумою відношень вмісту хімічних елементів до їх ГДК, поділеному на кількість хімічних елементів).

Ступінь техногенного впливу на екологічний стан територій визначають аналізом факторів формування та параметрів техногенних геохімічних аномалій.

1.2.3 Накопичення хімічних елементів у компонентах довілля на урбанізованих територіях

Можна виділити три основні групи джерел забруднення території міст:

- викиди в атмосферу промислових підприємств, транспортних засобів, підприємств енергетики;
- тверді відходи (промислові та побутові);
- осадження речовини з далеких, іноді транскордонних, атмосферних переносів.

Джерела першої групи зумовлюють площу розповсюдження забруднюючих речовин. Площа забрудненої міської території в значній мірі залежить від планування і рельєфу міста, потужності підприємств, густоти мережі автотранспортних магістралей. При мозаїчній структурі вірогідність забруднення житлових кварталів більша, ніж при чітко вираженому зонуванні території. Склад забруднюючих речовин (асоціація елементів) залежить від типу виробництва (машинобудування, радіотехніка, металургія тощо), а рівень забруднення – від діючої системи захисту навколишнього середовища і ступеня очищення газів, що викидаються в атмосферу, яку забезпечує обладнання, що використовується підприємствами. Найбільш забрудненим є ґрунтово-рослинний покрив на території промислових підприємств, де осідає приблизно 30 % від їх викидів. Крім того, тут неминуче утворюються тверді відходи - як специфічні для кожного підприємства (металева стружка, шлаки, відходи гальваніки, паперовий пил і т.д.), так і присутні на кожному об'єкті: сміття від виробництва ремонтно-будівельних робіт, відходи експлуатації транспортних засобів, побутові відходи.

Джерела забруднення другої групи є найбільшими за масою. Однак, при організованому складуванні вони розташовуються компактно, огорожені відповідних бар'єрами і не мігрують, створюючи загрозу забруднення суміжних ділянок та компонентів довкілля. Неорганізовані звалища, поширені в наш час на території населених пунктів і поблизу їх, становлять велику загрозу, оскільки є джерелом різноманітних, часто непередбачуваних і небезпечних забруднюючих речовин.

Речовини, що надходять на територію з далеких переносів, за масою значно поступаються першим двом групам, однак можуть містити дуже небезпечні компоненти, наприклад, частинки з радіоактивними елементами. Так, навіть через кілька років після аварії на Чорнобильській АЕС на території Харківської області локально фіксували випадіння підвищених кількостей радіонуклідів стронцію і цезію.

Грунти відносять до так званих **депонуючих середовищ**, в яких інтенсивність процесів міграції елементів значно нижче, ніж в атмосфері та водних потоках. Тимчасово депонуємим середовищем називають сніговий покрив.

З ґрунтів водозбірних площ в період злив або сніготанення водними потоками, переносяться багато елементів, у тому числі і мікроелементів.

У приміських зонах великих міст інтенсивно розвивається сільськогосподарське виробництво. Проблемою останніх років є забруднення сільськогосподарської продукції поллютантами, в першу чергу важкими металами. Завдання, які необхідно вирішити у зв'язку з цим, включають виявлення факторів, що впливають на формування геохімічних особливостей ґрунтів і вибір ділянок для виробництва гарантовано чистої сільськогосподарської продукції.

Диференціація геохімічної структури сільськогосподарських територій зумовлена трьома групами процесів.

А – природна геохімічна диференціація, пов'язана з ландшафтно-геохімічними чинниками. Проявляється у відмінності хімічного складу ґрунтів і рослин на різних геоморфологічних одиницях. Так, типи ґрунтів, положення їх в рельєфі, материнські породи, і, концентрація в них мікроелементів різна в межах заплави, насипних терас, вододільних просторів навіть малої річки. Заплавні ділянки є місцем концентрації мікроелементів у ґрунтах. Мікрорельєф ділянки також впливає на розподіл хімічних елементів: в мікропоніженнях з перепадом висот всього у кілька сантиметрів концентрація деяких мікроелементів підвищується.

Б – геохімічні перетворення території, пов'язані з впливом на агроландшафти технологічних циклів сільськогосподарського виробництва.

- Агротехнічний обробіток ґрунту (вплив механізмів, газів, ПММ на хімічний склад ґрунту)

- Внесення добрив. Мінеральні добрива можуть бути синтетичними хімічно чистими речовинами (калійні, азотні); фосфорні отримують з природних фосфатів, які містять численні домішки (фтор, миш'як, лантан, кадмій та ін.).

Підвищення вмісту цих елементів в орному шарі має бути предметом контролю. Органічні добрива зазвичай є відходами сільськогосподарського виробництва, в першу чергу тваринництва. Їх вплив на геохімічні процеси проявляється у зміні фізико-хімічних показників середовища що впливає на рухливість ряду елементів, наприклад, нікелю, хрому. Міські відходи (компост, мули біологічної очистки стічних вод, фосфористі шлаки металургійного виробництва).

- Внесення ґрунтових меліорантів, в якості яких використовують вапно або розкислюючи природні матеріали, торф, пісок або глина, промислові відходи (відходи енергетики, металургійні шлаки, фосфогіпс). У шлаках, зазвичай, присутні хром, марганець та інших метали; у фосфогіпсі – сірка, стронцій, фтор.

- Проведення водної меліорації, в тому числі з використанням стічних вод.

- Обробіток території фунгіцидами, гербіцидами, інсектицидами.

В – техногенні перетворення, не пов'язані з потребами сільськогосподарського виробництва, представлені регіональними полями випадін з атмосфери опадів далекого перенесення, локальними полями випадін з атмосфери поблизу промислових підприємств, зонами впливу автотранспорту, ділянками впливу забрудненого поверхневого стоку, розливів річок, зонами впливу сховищ токсичних відходів за рахунок дефляції, розмиву поверхневим стоком; розливу бурових розчинів, високо-мінералізованих вод, несанкціонованими звалищами твердих відходів.

У багатьох країнах діють спеціальні документи, що регламентують порядок використання відходів в якості добрив і меліорантів у сільському господарстві. У першу чергу це стосується мулів очисних споруд станцій біологічної очистки стічних вод. Відповідні директиви використовують країни Європейського Союзу, у Російській Федерації діє стандарт «ГОСТ РФ 17.4.3.07-2001 «Требования к осадкам биологической очистки сточных вод при использовании их в качестве удобрений», в якому вказані граничні концентрації Cd, Hg, As, Cr, Zn, Pb, Ni в мулах при використанні їх в якості добрив і наведена методика розрахунку допустимої дози внесення їх в ґрунт на конкретній ділянці поля виходячи з даних про вміст у орному шарі цих елементів. Розроблені в Україні більше десяти років тому технічні умови аналогічного змісту застаріли, і в даний час в нашій країні відсутній документ в даній сфері діяльності.

Надходження забруднювачів у **водні об'єкти** відбувається за рахунок поверхневого стоку з площі водозбору, за рахунок припливів, що несуть забруднення, за рахунок розвантаження підземних вод, за рахунок атмосферних опадів, прямого скидання промислових і комунальних стоків.

Специфіка водних об'єктів на міських територіях визначається трьома основними факторами:

1) Залучення до коло-обігу великих обсягів води, які використовують в комунальному господарстві, промисловій діяльності і т.п. і скидають в гідрографічну мережу, але зі зміною їх хімічного складу. (Обсяги води, задіяної тіль-

ки для побутових потреб, орієнтовно можна оцінити, використовуючи показники питомого водоспоживання і кількості жителів у місті).

2) Особливості клімату на урбанізованих територіях, пов'язані з забрудненням атмосфери, порушенням теплового режиму і циркуляції повітряних мас.

3) Зміна (в результаті антропогенної діяльності) характеру руслових процесів та умов формування стоку, пов'язані в першу чергу з перетворенням морфології русел, берегів, створенням гребель і т.п.

Водний баланс міських територій. Водоподача та водовідведення є головними елементами водного балансу, які підлягають контролю і моніторингу.

На міських територіях різко змінюються природні складові водного балансу. Повний річковий стік зростає, підземний сток скорочується. Зменшення частки підземного стоку притаманне більшості міських територій.

У містах за рахунок асфальтових покриттів і великої площі, займаної забудовою («даху»), проникність поверхні значно нижче, ніж у природних умовах.

Спостерігається пряма залежність між розмірами, упорядкованих міст і часткою непроникних ділянок на їх території. Так, при населенні менше 300 тис. мешканців непроникні ділянки складають до 20% території, при кількості мешканців понад 1 млн – 35–80%. Таким чином, у великих містах коефіцієнт поверхневого стоку вищий, ніж у невеликих.

В умовах міста збільшується кількість твердої фази (суспензії) у складі поверхневого стоку. Вміст суспензії в поверхневому стоці навіть з упорядкованої території становить 1500 мг/дм^3 . За даними американських авторів, стік наносів з водозборів, що знаходяться під забудовою, коливається від 300 до 2200 т/км^2 на рік.

Техногенно забруднені води характеризуються зміною температурного, газового режиму, електропровідності, водневого показника і окислювально-відновного потенціалу. Спостерігається збільшення каламутності води, причому суспензія в цих водах за хімічним складом в порівнянні з природним різко збіднена кремнеземом і збагачена оксидами заліза, кальцію, магнію, органікою.

Присутність у воді фенолів, СПАР, нафтопродуктів грає велику роль в перерозподіл елементів в об'ємі води і між водою, твердою фазою, біотою. Зокрема, в збагачених органікою водах спостерігається редистрібуція – перехід основних забруднюючих речовин з об'єму води на поверхню з формуванням плівки мікроскопічної товщини, що відрізняється підвищеним вмістом забруднюючих речовин і високою реакційною здатністю.

У водному потоці можна виявити два потоки речовини: один – речовина в розчиненій формі, другий – у завислій. Для різних хімічних елементів характерні різні форми міграції. Так, для ртуті у водному потоці переважаючою є розчинна форма, для хрому і свинцю характерна присутність у суспензії (розчинені форми складають 30-40 % від загального вмісту), для цинку і міді розчинені форми в середньому становлять 60-65 %. Елементи в розчині можуть бути у формі неорганічних або органічних сполук. Для кадмію характерні органічні

(хелатні) сполуки, велика їх роль для нікелю; для міді і цинку характерна форма неорганічних сполук.

На відстані від джерела забруднення (у так званій зоні розподілу) між зваженим і розчиненими потоками речовини встановлюється рівновага. Тут діють дві групи процесів: такі, що сприяють виведенню забруднюючих речовин із водної маси в донні відкладення і біоту і зворотні, що зумовлюють їх надходження з біоти та донних відкладень у водну масу.

Для міграції речовин у зваженій формі суттєвими є процеси механічного випадання з потоку за рахунок його подпруживання і зменшення швидкості течії.

Важливу роль у забрудненні водних систем відіграють **донні відклади**, що формуються в результаті седиментації зваженого у воді матеріалу і його взаємодії з водною фазою.

Донні мули, що є кінцевою ланкою на шляху геохімічної міграції хімічного елемента в ландшафті, інтегрують геохімічні особливості водозбірної площі. Це дозволяє за їх хімічним складом виділяти техногенні потоки і основні джерела забруднення, а також оцінити ступінь техногенного навантаження на водотік.

Забруднені металами або токсичними речовинами донні відкладення мають сублетальну токсичність для водних організмів. Дослідження показали можливість переходу забруднюючих речовин з донних мулів у водну фазу, причому період їх негативного впливу може бути дуже тривалим, навіть після припинення надходження в об'єкт забруднених вод. Проте діючі в даний час нормативи не лімітують вмісту забруднюючих речовин в донних відкладеннях водних об'єктів.

Донні відклади, які формуються в водотоках урбанізованих територій в умовах збільшеної поставки техногенного речовини, називають техногенними мулами. Характерними особливостями техногенних мулів є: темне забарвлення (іноді попелясте), підвищена пластичність, тонкодисперсний склад при наявності піщаної домішки (відносне зниження вмісту частинок пилюватого фракції), присутність частинок техногенного походження (оксиди і гідрооксиди Fe, Mn, карбонати та ін.), маслянистість, специфічний запах (сірководневий, фекальний і т.д.). Такі властивості як пластичність, маслянистість, забарвлення пов'язані з підвищеним вмістом у мулах нафтопродуктів, масел, інших органічних речовин.

Потоки розсіювання елементів у донних відкладеннях нерідко представляють як лінійні об'єкти; в дійсності вони є тривимірні системи, що характеризуються не тільки протяжністю, але і шириною і потужністю, які залежать від поперечного і поздовжнього профілю водного об'єкта. Потужність мулів може досягати декількох метрів. Скупчення техногенних мулів визначається гідродинамічним режимом водотоку.

Водойми, ставки, озероподібні розширення русла можна розглядати як потенційні накопичувачі забруднювачів в ландшафті (осадження мулу на механічному геохімічному бар'єрі). Гирлові ділянки річок та струмків, заплавні ділянки ландшафту служать фізико-хімічними бар'єрами на шляху руху водних міг-

раційних потоків елементів. На окремих ділянках ландшафту наявні біогеохімічні бар'єри (заросли водно-болотної рослинності) або поєднання їх з іншими типами бар'єрів.

Мулам притаманне переважне накопичення забруднювачів у складі фракцій менше 0,01 мм (фізична глина), але в порівнянні з донними відкладеннями природних ландшафтів вміст забруднювачів зростає у всіх фракціях.

Між донними відкладеннями і водою в об'єкті існує динамічна рівновага. Переходу компонентів з твердої фази в розчин сприяють наступні геохімічні процеси:

1. зміна мінералізації води, що стимулює посилення процесів десорбції і іонного обміну;
2. зниження величини рН (сприяє розчиненню карбонатних сполук);
3. анаеробні слабо відновлювальні умови сприяють переходу в розчин оксидів металів;
4. діяльність мікроорганізмів, що входять до складу біотичних комплексів водної екосистеми, призводить до вилучення з органічних залишків Fe, Mn;
5. процеси комплексоутворення призводять до перерозподілу елементів між фазами;
6. процеси скаламучення донних відкладень (пов'язані зі зміною швидкості руху потоку, зміною глибини водойми).

Таким чином, в донних відкладах найбільш повно фіксується вплив джерела забруднення, що діє на території водозборів.

Високі концентрації в донних відкладах токсичних елементів, з часом призводять до збагачення ними трофічного ланцюга і перебудови водних біоценозів. Наслідком може бути отруєння людей, які споживають рибу і іншу продукцію, що сформувалася в цих системах.

Оцінку небезпеки для біотичних компонентів водних систем накопичення в донних відкладеннях високих концентрацій металів на підставі інтегрального показника Z_c наведено в таблиці 1.1. (за Є. Ю. Саєтом).

Таблиця 1.1 – Орієнтовна шкала оцінки забруднення водних систем

Рівень забруднення	Інтегральний показник концентрації токсичних елементів у донних відкладах Z_c	Вміст токсичних елементів у воді
Слабкий	менше 10	Слабо підвищений відносно фону
Середній	10 – 30	Підвищений щодо фону, епізодичне перевищення ГДК
Сильний	30 – 100	Концентрації у багато разів вище фону; стабільне перевищення окремими елементами рівнів ГДК
Дуже сильний	більше 100	Практично постійна присутність багатьох елементів в концентраціях вище ГДК

1.3 ПРИРОДА ІОНІЗУЮЧИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ ТА ВПЛИВ НА ЗДОРОВ'Я ЛЮДИНИ

Радіоактивністю називають здатність деяких хімічних елементів або їх радіонуклідів самочинно розпадатися, випускаючи при цьому невидиме випромінювання, що не відчувається людиною. Хімічні елементи, які зазнають радіоактивний розпад і не мають стабільних ізотопів, називають радіоактивними. До природних радіоактивних елементів відносяться уран, торій, радон, полоній, францій, актиній, протактиній. Штучні радіоактивні елементи утворюються в ході ядерних реакцій (технецій, прометій, нептуній, актіноїди).

Радіоактивні елементи та радіонукліди входять до складу земної кори, що обумовлює різні види опромінення. Крім того, різні види випромінювання поступають на поверхню Землі з космосу. Кожен мешканець Землі зазнає опромінення від природних джерел, при чому 5/6 дози, яку отримує населення, виділяють земні джерела радіації.

З кінця 19 ст. на Землі з'явилися штучні джерела іонізуючого випромінювання (дослідницькі, медичні, контролюючі прилади, промислові та енергетичні установки, ядерна зброя). Це призводить до зміни природного радіаційного поля Землі, що створює загрозу здоров'ю людини і самому її існуванню. Для стримування небезпечного розвитку процесів і захисту людини від впливу радіації були розроблені міжнародні й національні системи норм і лімітів у цій області.

1.3.1 Коротка характеристика іонізуючих випромінювань

Іонізуючим випромінюванням називають таке випромінювання, взаємодія якого із середовищем приводить до утворення в цьому середовищі іонів (позитивно або негативно заряджених часток) з нейтральних атомів чи молекул.

Іонізуюче випромінювання може мати корпускулярну чи хвильову природу. Корпускулярний потік може складатися з α - і β - часток, нейтронів, іноді інших елементарних часток. Хвильове випромінювання підрозділяють на γ – і рентгенівське випромінювання.

α -випромінювання являє собою потік позитивно заряджених часток (ядер атомів гелію), що рухаються зі швидкістю близько 20 000 км/с. Іонізуюча здатність α -часток величезна: при проходженні 1 см атмосферного повітря вони утворюють 40 – 100 тис. пар іонів. Довжина пробігу в повітрі складає близько 2,5 см, у рідких і твердих середовищах – соті частки міліметра.

β -випромінювання складається з потоку негативно заряджених часток – електронів, швидкість якого може наближатися до швидкості світла (до 300 000 км/с). При проходженні 1 см нормального атмосферного повітря частка створює 50 – 70 пар іонів, а в біологічній тканині 8 – 10 пар іонів на 0,1 мм пробігу. Максимальна довжина пробігу β -частки в повітрі 20 м, у живих тканинах і воді – 3 см.

Нейтронне випромінювання поширюється зі швидкістю до 20 000 км/с. Нейтрони, що не мають електричного заряду, легко проникають у речовину, включаючи живу тканину, і захоплюються ядрами атомів.

До **γ -випромінювання** відносять високочастотне електромагнітне випромінювання з довжиною хвилі від 0,1 до 0,001 нм, що випускається ядрами атомів при радіоактивних перетвореннях. Швидкість його розповсюдження близька до швидкості світла. У повітрі γ -випромінювання може поширюватися на сотні метрів, вільно проходить крізь тіло людини та інші більш щільні середовища.

Рентгенівське випромінювання має ті ж характеристики, що і γ -випромінювання, відрізняючись від нього неядерним походженням. Рентгенівське випромінювання різної енергії одержують у рентгенівських трубках, прискорювачах та інших установках.

Вплив названих видів іонізуючого випромінювання на людину приводить до його **опромінення**. Виділяють **зовнішнє опромінення**, коли його джерело знаходиться поза організмом людини, і **внутрішнє**, коли джерело опромінення виявляється усередині організму, потрапляючи туди з вдихуванім повітрям, їжею, водою, медичними препаратами.

Високі дози опромінення можуть призводити до генетичних уражень, розвитку променевої хвороби і навіть летального результату. Вплив малих доз стимулює розвиток хронічних захворювань і може мати генетичні наслідки.

1.3.2 Основні величини та одиниці, що використовуються в радіоекології (радіаційній медицині і біології)

Показником можливої радіаційної небезпеки гірських порід, ґрунтів, води, будівельних матеріалів, відходів, харчових продуктів є їхня **активність**, що визначається числом радіоактивних розпадів в одиницю часу (секунду). Одиницею виміру активності в системі СІ є *бекерель*, а позасистемній – *кюри*. Число розпадів у секунду, віднесене до одиниці чи маси об'єму речовини, характеризує його **питому активність**, що виражається в Бк/кг, Бк/м³ чи Бк/л.

Основним терміном, що відображає вплив джерела іонізуючого випромінювання, є **доза**. Він може мати різне значення залежно від уточнюючого визначення.

Експозиційна доза визначається кількістю іонів, що утворюються в одиниці об'єму повітря в результаті його взаємодії з іонізуючим випромінюванням. У системі СІ експозиційна доза вимірюється в кулонах на кілограм (Кл/кг), у позасистемній – у *рентгенах* (Р).

Кількість іонів, що утворилася в одиниці об'єму повітря за одиницю часу, визначає **потужність експозиційної дози**, одиниці виміру якої – амperi на кілограм (А/кг) чи рентгени за секунду (Р/с).

Поглинена доза (D) іонізуючого випромінювання визначається кількістю енергії будь-якого виду, переданої іонізуючим випромінюванням одиниці маси речовини. Одиницею поглиненої дози в СІ служить *грей* (Гр), що відповідає по-

глинанию 1 Дж енергії одним кілограмом опроміненої речовини. Позасистемна одиниця поглиненої дози – *рад*.

Біологічні наслідки опромінення в малих дозах залежать від виду випромінювання, а не тільки від поглиненої енергії. Оціночним показником небезпеки випромінювання є **коефіцієнт якості k** . Для рентгенівського випромінювання $k=1$; середній коефіцієнт якості для електронів і β -випромінювання також дорівнює 1; для нейтронів з енергією менше 20 кеВ – 3, а з енергією 0,1 – 10 МеВ – 10. Для α -випромінювання $k=20$.

Еквівалентна доза іонізуючого випромінювання **H** розраховується як добуток поглиненої дози в біологічній тканині на середній коефіцієнт якості поглиненого випромінювання:

$$H = D \cdot k \quad (1.5)$$

Одиниця еквівалентної дози в СІ – *зіверт (Зв)*, у позасистемних одиницях – *бер* при співвідношенні 1 Зв = 100 бер.

Для розрахунку **колективної еквівалентної дози** певної групи людей (наприклад, мешканців одного населеного пункту або виділеної зони) знаходять інтеграл (чи суму) від добутку індивідуальних еквівалентних доз на число індивідумів N , що одержали дану дозу H . Одиницею виміру колективної дози є *люд·Зв*.

Очікувана колективна еквівалентна доза характеризує ту дозу, яку одержать багато поколінь людей за визначений час існування джерела радіації.

Слід відзначити, що різні органи і тканини тіла людини мають різну чутливість до впливу іонізуючого випромінювання. Найбільша небезпека виникає при опроміненні статевих залоз, червоного кісткового мозку, легень. Враховуючи відповідні фактори, на основі коефіцієнтів радіаційного ризику може бути розрахована **ефективна еквівалентна доза** опромінення, що вимірюється в зівертах (берах).

1.3.3 Вплив іонізуючого випромінювання на живі організми

Живі організми функціонують та еволюціонують на Землі в умовах постійного впливу радіоактивного випромінювання, що свідчить про їхню пристосованість до впливу фонових доз. Підвищені рівні радіації негативно впливають на живі системи. Під впливом променевого ураження відбуваються іонізація і збудження атомів і молекул у живій речовині. Особливо інтенсивно процес формування іонів проходить у воді, з якої на 60-90 % складаються живі організми. Особливе значення при цих процесах надають утворенню гіпероксиду, а також гідроксил-іону. Їхня взаємодія з різноманітними біологічними молекулами і системами призводить до формування сполук, що мають високу хімічну активність і одночасно до руйнування хімічних зв'язків у молекулах.

Утворення в організмі змінених молекул призводить до порушення процесу обміну речовин і енергозабезпечення клітин, зміни функціональної активно-

сті біологічних систем. Характер змін на різних рівнях організації живих організмів наведений у таблиці 2.1.

До впливу радіації найбільш чутливими є багатоклітинні організми, а з них – ссавці. Особливо негативним є вплив підвищених доз іонізуючого випромінювання на молоді організми і розвиток ембріонів.

У конструкціях одного з американських ядерних реакторів було знайдено життєздатні бактерії, які отримали назву радіостійких мікрококів. Поглинена добова доза у місці їх мешкання досягала 10^6 Гр.

Таблиця 1.2 – Характер радіаційного ураження на різних рівнях біологічної організації

Рівень	Реакція	Час прояву
Молекулярний	Ушкодження ДНК, РНК, ферментів, вплив на процеси обміну	Від наносекунд (10^{-9})
Субклітинний і клітинний	Ураження біологічних мембран, ядер, хромосом та ін. Припинення розподілу та загибель клітин, перетворення їх на недоброякісні	Секунди, хвилини
Тканина, орган	Ураження кісткового мозку, центральної нервової системи, системи травлення та ін. Ймовірна загибель внаслідок утворення недоброякісних клітин	
Цілісний організм	Зменшення тривалості життя	
Популяція	Зміни генетичних характеристик внаслідок мутацій	

1.3.4 Захист людини від впливу іонізуючих випромінювань

Широке використання радіоактивних матеріалів і джерел іонізуючих випромінювань у практичній діяльності людини, в медицині, в енергетиці, посилення іонізуючої дії гірських порід і підземних вод за рахунок видобутку їх із земних надр на поверхню, можливість радіаційних аварій викликали необхідність розробки заходів для захисту людини від іонізуючих випромінювань.

Така система захисту включає обґрунтування припустимих лімітів впливів, законодавче забезпечення легітимності розроблених лімітів, проведення організаційних, інженерних і контрольних заходів для виконання складених регламентів.

1.3.5 Законодавчий захист людини від впливу радіації в Україні

Верховною Радою України були прийняті ряд законів, спрямованих на забезпечення захисту життя, здоров'я і майна людей від негативного впливу іонізуючих випромінювань.

Базовим у законах є встановлення поняття **основної дозової границі опромінення**, що визначається як максимально припустимий рівень індивідуальної ефективної дози опромінення, перевищення якого вимагає застосування мір захисту людини.

Ліміт дози індивідуального опромінення, отриманого населенням за рік, не повинен перевищувати 1 мілізіверта (мЗв) ефективної дози (категорія В).

Основна *дозова границя індивідуального опромінення* персоналу об'єктів, на яких здійснюється практична діяльність, не повинна перевищувати 20 мЗв ефективної дози за рік (для категорії А).

Для осіб, що не працюють безпосередньо з джерелами іонізуючого випромінювання, але за умовами розміщення робочих чи місць проживання можуть піддаватися їхньому впливу, межа річної ефективної дози не повинна перевищувати 2 мЗв (категорія Б).

Законом визначені також рівні втручання в умовах аварії, тобто очікувані розрахункові величини, що визначають необхідність проведення тих чи інших заходів щодо захисту здоров'я і життя людини.

Встановлено, що залучення осіб для участі в ліквідації чи аварії її наслідків можливо лише при їхній згоді на контрактній основі, причому в контракті повинна бути обговорена можлива доза опромінення за час ліквідації аварії. Заборонено залучення до таких робіт осіб молодше 18 років і жінок до 45 років.

1.3.6 Регламентовані радіаційні показники і радіаційний контроль у будівництві

При проектуванні, будівництві, експлуатації будинків і споруджень, виготовленні будівельних матеріалів, виробів і конструкцій необхідно дотримуватися будівельних норм, спрямованих на зниження рівня іонізуючого випромінювання природних радіонуклідів у будівництві.

Об'єкти радіаційного контролю в галузі підрозділяються на дві групи: 1) обов'язкового радіаційного контролю; 2) рекомендованого радіаційного контролю.

До групи обов'язкового контролю належать:

- кар'єри сировини і будівельних матеріалів;
- території під забудову і побудовані на них, а також об'єкти, що реконструюються і капітально відремонтовані об'єкти житло-цивільного призначення при введенні їх в експлуатацію;
- об'єкти промислового і дорожнього призначення в межах територій населених пунктів і зон перспективної забудови;
- сировина і будівельні матеріали як природного походження (піски, глини, гравій і ін.), так і промислового виробництва (щебінь усіх видів і інші штучні заповнювачі, арматурна і конструкційна сталь), а також відходи промислового виробництва, що використовуються в будівництві (металургійні і паливні шлаки, золи, порожня порода та інше).

До групи рекомендованого радіаційного контролю належать лісоповали, оздоблювальні матеріали і вироби, інженерне устаткування об'єктів.

Регламентованими радіаційними параметрами в будівництві є наступні:

- ефективна сумарна питома активність природних радіонуклідів (Бк/кг) радію-226, торія-232, калію-40 у сировині і будівельних матеріалах;

•потужність поглиненої дози в повітрі приміщень, яка вимірюється в мкГр/год (при цьому коефіцієнт переходу приймається рівним $1 \text{ мкР/год} = 0,0088 \text{ мкГр/год}$);

•середньорічна еквівалентна рівноважна об'ємна активність радону-222, яка вимірюється в Бк/м³.

Ці параметри повинні бути використані при остаточному радіаційному контролі об'єкта, що вводиться в експлуатацію.

1.3.7 Лімітування вмісту радіонуклідів у воді та їжі

Харчові продукти і вода є джерелом внутрішнього опромінення людини за рахунок присутності в їхньому складі радіонуклідів, зокрема, Cs-137 і Sr-90. Для забезпечення неперевищення річної ефективної очікуваної дози опромінення населення введені припустимі рівні вмісту зазначених радіонуклідів, що періодично переглядаються відповідно до зміни радіаційної обстановки в країні.

Значення припустимих рівнів вмісту радіонуклідів у деяких продуктах харчування наведені у таблиці 1.3.

Таблиця 1.3 – Значення припустимих рівнів вмісту радіонуклідів у деяких продуктах харчування [9]

Продукт	Вміст радіонуклідів, Бк/кг, Бк/л	
	Cs-137	Sr-90
Хліб, хлібопродукти	20	5
Картопля	40	20
Фрукти	70	10
М'ясо і м'ясопродукти	200	20
Молоко і молокопродукти	100	20
Свіжі дикоростучі ягоди і гриби	500	50

У питних водах з підземних джерел регламентується також вміст радіоактивних елементів, що є джерелом радону.

1.3.8 Підвищення стійкості організму до впливу радіації

Крім мір захисту людей від опромінення, необхідно використовувати прийоми підвищення стійкості організму до його впливу виходячи з біологічних реакцій на іонізуюче випромінювання на молекулярному рівні. Фармакологічні препарати, що використовуються в цих цілях можна підрозділити на три групи:

Протектори, введення яких в організм перед опроміненням знижує вплив радіації (антиоксиданти, в першу чергу утримуючі сірку амінотіоли і біогенні аміни, що не містять сірку, меланін, що сприяє генетичній адаптації до впливу іонізуючого випромінювання);

Адаптогени, що підвищують стійкість організму до впливу різних екстремальних факторів (препарати женьшеню, елеутерококу, зміїної отрути, екстракти з мідій і ін., вітаміни;

Препарати, що блокують перебування радіонуклідів в організмі і сприяють їхньому виведенню (глини типу монтморилоніту, цеоліти, пектини-препарати з чорноплідної горобини, наприклад). Сюди ж може бути віднесений і йодид калію, що забезпечує насичення щитовидної залози природним йодом і виведення з організму радіонукліда йоду.

1.3.9 Поводження з радіоактивними відходами

Радіоактивні відходи (далі РВ), згідно із визначенням відповідного закону, це матеріальні об'єкти і субстанції, активність радіонуклідів чи радіоактивне забруднення яких перевищує межі, установлені діючими нормами, за умови, що використання цих об'єктів і субстанцій не передбачено.

Джерелами РВ є підприємства, що видобувають та переробляють радіоактивні руди, медицина, контролюючі підрозділи, що використовують відповідні датчики, атомна енергетика, морський флот при використанні атомних двигунів тощо.

Відходи можуть бути газоподібними (наприклад, викиди АЕС), рідкими (відходи видобувної промисловості, переробна, АЕС, рідкі продукти харчування, що перевищують установлені припустимі рівні радіоактивності), твердими (відпрацьовані датчики, устаткування з наведеною активністю, відпрацьоване ядерне паливо та ін.).

Сферами поховання є глибоководна частина моря, прибережні води, суша. Інтенсивно використовує морське середовище для поховання відпрацьованих двигунів підводних човнів Росія (Баренцове море, далекосхідні моря), раніше США і європейські країни. У 1975 р. була прийнята Лондонська конвенція з поховання РВ в море, що діє в даний час і регламентує цей процес. Зокрема, Великобританія має квоти на поховання частини РВ (відходи атомної енергетики) у Північному морі.

В Україні поведження з РВ регламентується відповідним законом.

2ГЕОХІМІЧНІ МЕТОДИ ВІДНОВЛЕННЯ ПОРУШЕНИХ КОМПОНЕНТІВ ДОВКІЛЛЯ

2.1 ПОРУШЕННЯ КОМПОНЕНТІВ ДОВКІЛЛЯ

Здійснюючи класифікацію процесів порушення природного середовища, звичайно, використовують два основні підходи. У першому застосовується покомпонентний принцип. Це означає, що процеси розглядаються стосовно порушених природних компонентів: атмосфери, гідросфери, літосфери, рослинного та тваринного світу. Саме такий підхід використав М. Реймерс, проводячи аналіз основних процесів антропогенної зміни природного середовища. Однак на практиці найчастіше даний підхід комбінується з функціональним, де екодеструктивні процеси групуються за однорідністю змісту заподіяних змін (наприклад, забруднення, порушення ландшафтів тощо). Такий підхід є більш зручним, оскільки складність процесів екодеструктивного впливу не дає змогу виділити суто компонентні зміни. Так, зміни в гідросфері (забруднення води, зміна режиму стоку рік та ін.) можуть призводити до деградації ґрунтів. Аналогічно й руйнування земельних ресурсів (забруднення, ерозія, створення котлованів, насипів) може різко погіршити якість водних ресурсів. Пам'ятаючи про цю певну умовність, спробуємо дати оцінку основних видів процесів порушення природного середовища:

Використання природних ресурсів включає:

1. Вилучення природних ресурсів:
 - невідновних;
 - відновних;
 - території.
2. Виснаження (вичерпання) природних ресурсів.

Порушення якості компонентів природного середовища включає:

1. Забруднення:
 - механічне;
 - хімічне;
 - фізичне (теплове, світлове, шумове, електромагнітне та ін.);
 - радіоактивне;
 - біологічне;
 - інформаційне.

2. Порушення ландшафтів:

2.1 Порушення ґрунтів:

- ерозія;
- висушування;
- підтоплення;
- переущільнення;
- забруднення;
- засолення.

2.2 Порушення режиму водних систем:

- зарегулювання стоку рік;
- вилучення води;
- зміна русел рік;
- зміна екосистем, що підтримують водні системи.

2.3 Зміна рельєфу місцевості та вплив на геосистему:

- формування котлованів і заглиблень;
- формування відвалів і насипів;
- руйнування (усунення) природних геологічних об'єктів (гір, скель, пагорбів, ярів);
- пневмовплив на геосферу.

Вплив на людину й біоту включає:

1. Вплив на біоту:

1.1 Прямі процеси впливу на біоту:

- винищування тварин;
- знищення рослин.

1.2 Непрямі процеси впливу на біоту:

- блокування способів міграції тварин і рослин;
- ускладнення (блокування) репродуктивних функцій;
- порушення умов існування рослин і тварин;
- спрощення екологічних зв'язків;
- гіпертрофія популяцій деяких біологічних видів;
- порушення екологічної рівноваги привнесенням чужорідних даній екосистемі екологічних видів.

2. Процеси впливу на організм людини:

2.1 Процеси прямого впливу на організм людини (виробничий і побутовий травматизм).

2.2 Процеси непрямого впливу на організм людини:

- погіршення якості умов життя й діяльності людини (склад повітря, температура, вологість, ін.);
- погіршення якості їжі й питної води (забруднення харчових ланцюгів і питної води).

3. Зниження інформаційної цінності природних систем і психологічний вплив на особистість людини.

Вплив на глобальну екосистему Землі:

1. Зміна енергетичної системи Землі:

- зміна клімату Землі;
- зміна електромагнітної системи Землі.

2. Зміна буферних захисних систем Землі (наприклад, зменшення озонового шару).

У представленому вище переліку подано загальну картину процесів еко-деструктивної діяльності людини.

2.2 ВПЛИВ НАКОПИЧЕННЯ ЕЛЕМЕНТІВ У ДОВКІЛЛІ НА ЗДОРОВ'Я ЛЮДИНИ

2.2.1 Показники шкідливості токсичних металів у ґрунтах сільськогосподарського призначення.

В умовах інтенсивного навантаження властивості ґрунтів зазнають істотних змін. При цьому найбільш значущими з них для рослин є фізико-хімічні показники: кислотність, а також хімічні: вміст органічної речовини (гумусу) і елементів забруднювачів (в першу чергу важких металів). Одним з актуальних питань оптимізації землекористування є визначення критеріїв, відповідно до яких приймається рішення про необхідність проведення рекультивації забруднених земель. В якості такого критерію для сільськогосподарських ґрунтів затверджені санітарно-гігієнічні нормативи (ГДК).

Гранично допустима концентрація (ГДК) – максимальна кількість шкідливої речовини в одиниці об'єму або маси певного середовища (компонента геосистеми), яка гарантує відсутність негативного прямого або опосередкованого впливу на здоров'я людини, його потомство і санітарні умови життя населення.

При оцінюванні безпеки надходжень хімічних речовин у ґрунт виходять з недопустимості перевищення порога адаптаційної можливості організму найчутливіших груп населення і порога екологічної адаптаційної (самоочищення) здатності ґрунту при ізольованій, комплексній, комбінованій дії хімічних речовин на організм людини і навколишнє середовище (поріг безпечної дії).

Поріг безпечної дії хімічних речовин, що надходять в організм людини з ґрунту – така їх дія (одноразова, добова, річна, протягом всього життя), яка не викликає функціональних, біохімічних, структурних змін в організмі вище меж, при перевищенні яких в організмі людини можуть відбуватися зміни, небезпечні для здоров'я людини та її потомства.

Поріг шкідливої біологічної дії нормованої хімічної речовини – така його дія на ґрунт, при якій кількісні фізіологічні, біохімічні або структурні зміни переходять у якісні, мають характер передпатології.

Поріг екологічної адаптаційної можливості (самоочищуюча здатність ґрунту) - така дія нормованої речовини, при якій порушуються час і швидкість процесів самоочищення, характерні для даного виду ґрунту в певному кліматоландшафтному регіоні.

Тобто ГДК повинні гарантувати відсутність негативного впливу на здоров'я населення як при прямому контакті людини з ґрунтом (заковтування і вдихання ґрунтової пилу, надходження їх через шкіру людини, забруднену пилом), так і опосередковано через міграції з ланцюгів:

ґрунт – рослина – людина

ґрунт – атмосферне повітря – людина

ґрунт – рослина – тварина – людина

ґрунт – вода – людина

або сумарно по всіх ланцюгах, а також не порушувати процесів самоочищення ґрунту і не впливати на санітарні умови життя.

Дослідження з гігієнічного нормування хімічних речовин в ґрунті проводять в екстремальних ґрунтово-кліматичних умовах, що сприяють максимальній міграції досліджуваної речовини з ґрунту в контактуюче з нею суміжне середовище (вода, повітря, рослини) і забезпечують найбільш інтенсивний вплив на ґрунтовий мікробіоценоз і процеси самоочищення.

Визначають порогові кількості хімічної речовини за такими показниками шкідливості:

- загальносанітарному
- міграційному водному
- міграційному повітряному
- органолептичному
- фіто-акумуляційному (транслокаційний)
- санітарно-токсикологічному.

Загальносанітарний показник шкідливості характеризує процеси зміни біологічної активності ґрунту і показників її самоочищення від забруднення органічними речовинами. Пороговою концентрацією за цим показником шкідливості є та максимальна кількість хімічної речовини в ґрунті (мг/кг абсолютно сухого ґрунту), яка не викликає на 5-7-у добу змін загальної чисельності мікроорганізмів основних фізіологічних груп більш, ніж на 50 %, а також ферментативної активності ґрунту більш, ніж на 25 % щодо аналогічних показників контрольного ґрунту.

Міграційний водний показник шкідливості. Характеризує процеси міграції хімічної речовини в поверхневі і підземні (ґрунтові води). Пороговою концентрацією за цим показником шкідливості є та максимальна кількість в ґрунті (мг/кг абсолютно сухого ґрунту), при якому надходження хімічної речовини в ґрунтові води і водо-джерела з поверхневим стоком не створює концентрацій, що перевищують ГДК водоєм.

Міграційний повітряний показник шкідливості. Характеризує процеси надходження хімічної речовини з ґрунту в атмосферне повітря з ґрунтової пилом і шляхом випаровування з водними парами та іншими носіями. Під пороговою концентрацією за цим показником шкідливості розуміють ту кількість речовини в ґрунті (мг / кг абсолютно сухого ґрунту), при якій надходження сполук в атмосферне повітря не супроводжується перевищенням встановленої середньодобової ГДК.

Органолептичний показник шкідливості. Характеризує зміну запаху, присмаку та харчової цінності рослини, а також запаху атмосферного повітря; смаку, кольору і запаху води, виявлених при екстремальних ґрунтово-

кліматичних умовах. Під порогової концентрацією органолептичного показника шкідливості розуміється та максимальна кількість хімічної речовини в ґрунті, яка впливає на харчову цінність та органолептичні показники харчових продуктів рослинного походження, води та атмосферного повітря, сформованих в тих же екстремальних умовах.

Транслокаційний показник шкідливості. Характеризує процес міграції хімічної речовини з ґрунту в культурні рослини, що використовуються в якості продукту харчування або фуражу, і накопичення його в фітомасі. Під пороговою концентрацією за цим показником шкідливості розуміють ту максимальну кількість речовини в ґрунті (мг/кг абсолютно сухого ґрунту), при якій накопичення речовини фітомасою товарних органів сільськогосподарських рослин до момен збору врожаю не перевищить встановлених для продуктів харчування допустимих залишкових кількостей (ДОК).

Санітарно-токсикологічний показник шкідливості. Характеризує ефект дії сумарної кількості хімічної речовини при комплексному надходженні цього з'єднання з ґрунту в організм з водою, їжею, повітрям, через шкіру, слизові оболонки верхніх дихальних шляхів і ротової порожнини. Під пороговою концентрацією за цим показником шкідливості приймається така кількість хімічної речовини в ґрунті, сумарне надходження якої в організм теплокровних (при безпосередньому контакті з ґрунтом по одному або декільком екологічним шляхах міграції), не супроводжується негативним прямим чи віддаленим впливом на здоров'я населення.

Той з показників шкідливості, що має найнижчу межу величини, обирають як лімітуючий показник шкідливості, і ГДК встановлюють за цією найменшою величиною.

При встановленні нормативів враховують наявність ефекту синергізму, коли два елементи чи речовини при одночасній наявності у ґрунті в значній кількості можуть посилювати токсичну дію один одного.

Фітотоксичність ґрунту - властивість ґрунту пригнічувати ріст і розвиток вищих рослин, є показником забрудненості ґрунту ксенобіотиками та іншими токсикантами. Визначається за зниженням числа пророслих насінин і зменшенням довжини проростків.

ГДК єдиною величиною для будь-яких ґрунтово-кліматичних умов з коефіцієнтом запасу міцності гігієнічного нормування для регіональних ґрунтово-кліматичних умов.

2.2.2 Хімічні елементи та їх вплив на здоров'я людини і стан біологічних компонентів довкілля

Техногенні аномалії можна розглядати як специфічні біогеохімічні райони, де можна очікувати певних реакцій живих організмів на підвищення концентрації деяких елементів або зміни співвідношення між ними.

Численні дослідження, спільно виконані біологами, екологами, медиками, геохіміками, метеорологами дозволили наблизитися до створення емпіричної моделі «середовище - організм», яка служить інструментом прогнозування характеру і обсягу несприятливих реакцій організмів за результатами вивчення геохімічної структури території та обґрунтування природоохоронних і реабілітаційних заходів. На підставі результатів досліджень встановлено залежності між вмістом забруднюючих речовин у навколишньому середовищі і рівнем захворюваності населення (таблиця 2.1, за Є. Ю. Састом, 1990).

Виявлено наступні види реакцій живих організмів, у тому числі і людини, на забруднення навколишнього середовища (ранжовані за ступенем небезпеки):

- біохімічне концентрування полютантів;
- поява фізіологічних і функціонально-морфологічних відхилень;
- зростання захворюваності (загальної та по конкретних видах хвороб)
- мутагенні зміни і зниження репродуктивних функцій;
- підвищення смертності (зниження чисельності популяцій).

Для виявлення процесу накопичення в організмі ксенобіотиків відбирають проби з деяких частин організму, які називають біосубстратами.

Таблиця 2.1 – Залежності захворюваності населення від рівнів забруднення

Рівень небезпеки	Реакція населення	Рівень забруднення		
		грунти	сніг	атмосферне повітря
Допустимий (фон)	Низький рівень захворюваності, мінімальна частота функціональних відхилень	$Z_c < 16$	$Z_c < 64$	Вміст всіх забруднюючих речовин у межах ГДК
Помірно-небезпечний (середній)	Збільшення загальної захворюваності	$16 < Z_c < 32$	$64 < Z_c < 128$	Перевищення ГДК по окремих речовин, вміст важких металів вище фону; пилова навантаження в середньому 250-450 кг/добу·км ²
Небезпечний (високий)	Збільшення частоти хронічних захворювань, функціональних відхилень	$32 < Z_c < 128$	$128 < Z_c < 256$	Перевищення ГДК комплексом забруднюючих речовин; високий вміст металів; пилова навантаження кг/добу·км ²
Надзвичайно небезпечний (дуже високий)	Порушення репродуктивної функції	$Z_c > 128$	$Z_c > 256$	Багаторазові перевищення ГДК по комплексу забруднюючих речовин, у тому числі важких металів; пилова навантаження – 800 кг/добу·км ²

Для людини найбільш інформативними біосубстратами є сеча, кров, волосся, нігті, зуби. Такі токсиканти, як ртуть і кадмій, найбільш чітко визначаються в сечі.

Одна з проблем у цій галузі – труднощі відбору біоматеріалу, обробки проб і аналізу з використанням методів, що володіють необхідною чутливістю.

Проблемою є встановлення фону або еталону стосовно вмісту мікроелементів в біосубстратах, (відібраних) людського організму. Вміст макроелементів (натрію, кальцію, марганцю, заліза, золота, срібла, бромю та ін.) в організмі людей з різних регіонів земної кулі, визначене при аналізі волосся, показує широкі варіації концентрацій (в 2-8 разів). Отже, роль ландшафтних факторів у формуванні певних біоконцентрації елементів в організмі беззаперечна.

Використання біосубстратів сільських жителів в якості еталонів при аналізі накопичення мікроелементів у жителів міст не представляється можливим через різке розходження використовуваних продуктів харчування і джерел водопостачання.

Функціональні порушення – відхилення від норми в роботі основних систем організму (для людини – імунної, серцево-судинної, кровотворної і т.д.).

Об'єктами дослідження найчастіше стають діти, стан організму яких найбільш тісно пов'язане із середовищем проживання. Функціональні характеристики отримують на підставі вивчення імунологічних реакцій, гематологічних показників, характеристик дихальної системи.

Морфологічні показники – зміни зросту і ваги, що фіксуються для однорідної полововозрастної групи дітей.

Захворюваність. Розрізняють специфічну дію і загальнотоксичну дію ксенобіотиків. Специфічна дія – виборчий або переважний вплив на певні системи або органи живого організму, наприклад алергенна або канцерогенна дія певних речовин, ембріотоксичний ефект.

Загальнотоксична дія проявляється в погіршенні стану всього організму в цілому. Загальнотоксичний вплив на населення виявляється і фіксується за його підвищеною захворюваністю, тобто за сумарним показником числа будь-яких захворювань, розрахованому на певну кількість населення. Часто показовою є картина гострих захворювань органів дихання.

2.3 ГЕОХІМІЧНІ ЗАСОБИ І ТЕХНОЛОГІЇ ЗАХИСТУ ТА ВІДНОВЛЕННЯ ДОВКІЛЛЯ

2.3.1 Геохімічні методи дослідження урбанізованих територій

Геохімічні дослідження є важливою частиною вивчення стану навколишнього середовища. Специфіка їх проведення та комплекс використовуваних методів відрізняються в залежності від завдання дослідження.

Рекогносцирувальні дослідження геохімічного стану довкілля. Метою таких досліджень є з'ясування характерних забруднювачів різних компонентів довкілля (грунтів, підземних і поверхневих вод тощо) та виявлення джерел надходження елементів-забруднювачів. При проведенні такого виду робіт використовують розряджену мережу випробувань на широкий спектр елементів, дослідження потоків, що несуть забруднення. У результаті проведення таких досліджень отримують дані про фоновий вміст елементів у досліджуваному районі.

Моніторингові дослідження. Моніторинг – система спостережень, контролю за станом території з метою раціонального використання природних ресурсів і охорони навколишнього середовища. Моніторингові дослідження проводять для вивчення динаміки забруднення або (само) очищення ґрунтів в районах забруднених ландшафтів. Ці дослідження включають відстеження поведінки та міграцію в довкіллі певних хімічних елементів.

Детальні геохімічні дослідження передбачають вивчення особливостей певного об'єкта чи популяції. Частота випробування при проведенні таких робіт вище, визначають концентрацію всіх елементів-забруднювачів, щоб отримати детальну картину. Прикладами можуть бути звалища промислових відходів, забруднені ділянки, виділені для реабілітації, і т.д.

При проведенні робіт різної спрямованості важливо мати відповідну топографічну основу. Методика відбору проб повинна забезпечувати їх однорідність. Методика та регламент випробування протягом усього періоду проведення робіт повинні бути уніфіковані і витримані.

Однією з основних вимог до проведення аналітичних робіт з визначення хімічних елементів у пробах є відповідність чутливості методів визначення діапазону природної варіабельності концентрації цього елемента в аналізованому субстраті, наприклад, у ґрунті. Отже, при виборі того чи іншого методу аналізу необхідно враховувати, що його використання, можливо, не забезпечить визначення концентрації всіх елементів, що підлягають контролю.

У разі проведення контролю концентрації речовин, вміст яких лімітується діючими нормативами, мінімальне значення показника, яке може бути отримано з використанням даного методу аналізу, тобто межа чутливості методу, має бути не менше, ніж на порядок нижче значення ГДК. Похибка методу не повинна перевищувати 30%.

Результати визначень можуть бути офіційно визнаними тільки в разі їх проведення за атестованими методиками в лабораторії, акредитованій державним центром метрології з обов'язковим зазначенням меж похибки.

Аналіз вмісту забруднюючих речовин у ґрунті дозволяється проводити різними методами за умови їх державної атестації, але слід пам'ятати, що порівняння результатів, отриманих різними методами, є некоректним.

Найбільш поширеними методами аналізу хімічного складу ґрунтів, донних відкладень, рослинних проб та інших геохімічних проб в Україні є наступні:

1. атомно-емісійна спектрометрія (емісійний спектральний аналіз - ЕСА, у закордонній літературі має позначення AES);
2. атомно-абсорбційна спектроскопія - (AAS);
3. рентгенівський флуоресцентний аналіз - (RFA);
4. нейтрон-активаційний аналіз (різновид радіоактивного аналізу) - INAA;
5. група фізико-хімічних аналізів - до них відносяться ваговий метод (гравіметрія); вольтамперометрія; метод аналізу з використанням іоноселективних електродів (класичний приклад рН-метрія) та ін.

Емісійний спектральний аналіз заснований на реєстрації спектрів випускання атомів хімічних елементів у збудженому стані. Ідентифікація елементів проводиться за допомогою таблиць атласу спектральних ліній. Кількісну оцінку вмісту елементів в пробі проводять за допомогою мікрофотометрів, денситометрів, які реєструють щільність почорніння, або інтенсивність аналітичних ліній. Певна залежність між вмістом досліджуваного елемента в стандартному зразку (СО) і інтенсивністю ліній отриманого спектра дозволяє розраховувати концентрації цього елемента в досліджуваних зразках.

Слід зазначити, що ЕСА є основним експресним методом аналізу. Завдяки високій аналітичній чутливості ЕСА дозволяє швидко і надійно встановлювати наявність основних, побічних і слідових компонентів. Атомно-емісійний спектральний метод призначений переважно для визначення вмісту Ba, Cr, Cu, Ni, V. Межі виявлення за цим методом багатьох інших елементів, таких як Ag, As, Cd, Co, Hg, Mo, Pb, Sr, Zn та ін порівнянні з природним фоновим вмістом в ґрунтах (див. таблицю нижче).

Недоліком методу є мала точність, а також неможливість визначення деяких елементів (Cs, Pt, S, ...).

Атомно-емісійний метод з індуктивно-зв'язаною плазмою є більш точним, а також завдяки високій температурі плазми (до 8000°C) має перевагу перед іншими методами при визначенні тугоплавких металів: Ti, Zr, Nb, рідкоземельних елементів.

Атомно-абсорбційна спектроскопія – відрізняється високою селективністю та чутливістю. Цим методом можна визначити вміст елемента з високою точністю, але при цьому за один раз можна визначити тільки один елемент.

Метод ґрунтується на поглинанні електромагнітного випромінювання вільними атомами в збудженому стані. При цьому атомізовані пари досліджуваної проби просвічують монохроматичним світлом. У результаті поглинання квантів світла атоми переходять у збуджений енергетичний стан. Цьому стану відповідають так звані резонансні лінії, характерні для даного елемента. Вимірюючи частку поглинутого електромагнітного випромінювання, можна кількісно визначити вміст сполук визначуваного елемента.

Переваги цього способу: простота підготовки проб (у порівнянні з полум'яною атомізацією); мала витрата зразка для аналізу (5 - 100 мкл). Недоліки:

висока вартість 1-го елемент-визначення; вимога більш високої кваліфікації оператора; збільшення тривалості 1-го визначення.

Рентгенівський флуоресцентний аналіз. Різновид рентгенівської спектроскопії. Проба піддається опроміненню рентгенівським випромінюванням, після чого реєструється інтенсивність флуоресцентного випромінювання та інтенсивність некогерентного розсіяного на пробі характеристичного випромінювання використовуваного анода (Mo, Ag) рентгенівської трубки.

Перевага цього методу полягає в можливості експресного одночасного визначення великої кількості елементів у широкому діапазоні їх концентрацій, без необхідності попереднього підготовки проб. Визначає елементи, починаючи з Na.

Нейтрон-активаційний аналіз – найбільш розповсюджений різновид активаційного (радіоактивного) аналізу. Досліджувану речовину опромінюють потоком теплових нейтронів, потім визначають вид, тобто порядковий номер і масове число утворених радіонуклідів, за їх періодам напіврозпаду і енергій випромінювання. Метод також дозволяє визначити більшість елементів періодичної системи, починаючи з Na з межами виявлення $10^{-4} - 10^{-12} \%$. Однак визначення цим методом елементів від H до Ne, а також Mg, Al, Si та деяких інших пов'язана із значними труднощами (період напіврозпаду та ін.) У цьому випадку використовується різновид методу – нейтронно-активаційний аналіз на швидких нейтронах.

Переваги методу: висока чутливість; швидке виконання (кілька хвилин) – при роботі з короткоживучими радіонуклідами; у ряді випадків – визначення без руйнування зразка. Недоліки: відносно мала доступність джерел ядерних часток; відносна складність виконання аналізу; радіаційна небезпека.

Методика відбору та підготовки проб компонентів довкілля. Відбір ґрунтових і рослинних проб та підготовка їх до аналізу здійснюється відповідно до чинних стандартів:

1. ДСТУ 4287:2004 Якість ґрунту. Відбирання проб.
2. ДСТУ ISO 10381-2:2004 Якість ґрунту. Відбирання проб. Частина 2. Настанови з методів відбирання проб (ISO 10381-2:2002, IDT)
3. ДСТУ ISO 11464:2001 Якість ґрунту. Попереднє обробляння зразків для фізико-хімічного аналізу.

Для обстеження земель окремих промислових підприємств на кожній робочій ділянці площею 25-50 м² відбирають 5-15 точкових проб для створення репрезентативної проби (репрезентативна проба – проба, яка з достатньою точністю характеризує властивості контрольованого об'єкта). Для дослідження автомагістралей на прилеглий простір опробування проводять за перпендикулярними дорожні профілями.

Глибина відбору проб ґрунту складає 0-5 (10) см і 5 (10) -25 см на непорушених землях і 0-25 см – у разі порушених (розораних). При обстеженні придорожніх смуг - 0-5 см.

Прикладом усереднення точкових проб може бути відбір проб методом конверта.

Розподіл місць відбору точкових проб на робочому майданчику має бути рівномірним, але слід уникати нетипових елементів мікрорельєфу (при дослідженні ґрунтового покриття): ями, канами, вимоїни, а також попелища, куп сміття, візуально неоднорідних по складу і кольору плям і т.д.

Необхідно забезпечувати усереднення і гомогенізацію літохімічних проб, оскільки гетерогенність розподілу елементів може забезпечувати до 1000% помилки.

При випробуванні біологічних об'єктів необхідно враховувати вплив таких факторів, як сезонні і добові флуктуації складу; відмінність у складі органів; генетичні варіації; варіації в зв'язку з умовами середовища (освітленість, температура, опади і т.п.); забруднення проб.

При висушуванні проби необхідно враховувати температуру, оскільки можливе випаровування деяких сполук (наприклад, легко-летучою є ртуть).

Гомогенізація (розтирання) – необхідна для досягнення рівномірного розподілу компонентів.

«Мокре» озолення і розкладання може призводити до забруднення проб лабораторним повітрям і різними добавками. Разом з тим можливі втрати деяких елементів за рахунок випаровування та взаємодії з матеріалом ємностей (при обробці силікатних матеріалів плавиковою кислотою необхідно застосовувати тефлонові ємності).

Висушування рослинних зразків може проводитися без попереднього змиву пилу з поверхні листя (можливо забруднення поверхні листя) або зі змивом (можливо вимивання окремих елементів і сполук).

На цьому етапі похибки можуть становити 100-300%.

Стандартні зразки – речовини (матеріали), склад і властивості яких встановлені при атестації. Призначені для забезпечення єдності і необхідної точності вимірювань за допомогою таких операцій: градування, атестації та перевірки засобів вимірювань; атестації методик виконання вимірювань; контролю правильності результатів вимірювань; вимірювань складу і властивостей речовин методом порівняння.

Межа виявлення – найменше значення аналізованої величини, яке може бути надійно визначено при одноразових аналізах за даною методикою із застосуванням конкретних засобів вимірювань.

Інструментальні методи аналізу. Необхідний правильний вибір методів, який визначається завданнями дослідження (тобто необхідною і достатньою точністю, компонентами, які підлягають визначенню) - не всі елементи визначаються деякими методами аналізу, крім того можливі значні фінансові втрати. Як правило, похибка аналізу становить 2-20%.

Математична обробка аналітичних даних. Включає: статистичну обробку вибірок даних, порівняння результатів аналізів, отриманих, як мінімум, дво-

ма різними методами. При встановленні достатнього рівня точності отриманих даних проводиться їх інтерпретація, подання на графіках, діаграмах, обговорення результатів. Помилки становлять до 50%. Це пов'язане з некоректним вибором і використанням функцій розподілу.

Головне завдання дослідження вибірок - виявити хімічні елементи, що накопичуються у ґрунтах або в випаданнях досліджуваного об'єкта, і провести порівняльну характеристику якісних і кількісних особливостей накопичення в об'єктах різного типу. Для кожної вибірки підраховуються основні параметри розподілу хімічних елементів: середні значення \bar{C} і стандартне відхилення σ , а також коефіцієнт варіації V , який відображає міру неоднорідності вибірки.

2.3.2 Технічні та екологічні засоби і технології захисту і відновлення довкілля

Можна виділити дві групи методів і технологій: перша ґрунтується на використанні спеціальних технічних засобів та механізмів, друга – на властивостях та можливостях об'єктів навколишнього середовища.

До першої групи входять різноманітні апарати з очищення викидів в атмосферу, обладнання та споруди, призначені для очищення стічних вод.

До технічних заходів, які використовують для очищення забруднених токсичними речовинами ділянок території і запобігання забруднення ґрунтів можна віднести наступні:

- 1) зняття (механічне видалення) забрудненого шару;
- 2) перекриття забрудненої ділянки шаром чистого ґрунту;
- 3) промивання ґрунту для видалення з нього дрібних частинок, які концентрують забруднюючі речовини (використовують для крупнозернистих ґрунтів).
- 4) продування забрудненого ґрунту гарячим повітрям через спеціальні свердловини для видалення легко-летючих органічних компонентів шляхом їх випаровування.

5) внесення в забруднений ґрунт мінеральних адсорбентів (природних або штучних цеолітів).

6) захист від забруднення токсичними відходами при їх зберіганні шляхом переведення відходів у малорухомі форми, включаючи їх замонолічування.

7) Обладнання буферних бар'єрів навколо зон забруднення (наприклад, ділянок складування відходів) для запобігання міграції токсичних компонентів. Часто з цією метою використовують торф, якому властива високаємність оглинання.

Заходи, перелічені у пунктах 5 та 7, що передбачають використання природних адсорбентів, можуть бути віднесені до технологій 2-ї групи.

У захисті й реабілітації довкілля все більше визнання і поширення набувають біотехнології, в основі яких лежать процеси, властиві природному біологічному коло-обігу речовин. Рослинні співтовариства і спеціально підібрані групи мікроорганізмів здатні здійснювати розкладання органічних сполук, у тому

числі токсичних, і поглинання важких металів, фтору та інших специфічних хімічних елементів з компонентів навколишнього середовища. Таким чином, вони можуть замінювати або доповнювати технічні засоби захисту навколишнього середовища.

Біофільтри доочищення приземної атмосфери. Використовують для антропогенних джерел забруднення. Антропогенне забруднення характеризується яскраво вираженою локальністю, масштабністю викидів, високим ступенем впливу на функціонування біотичних спільнот та окремих особин. Рослинні співтовариства – автотрофи – виконують найважливішу гігієнічну функцію, поглинаючи в процесі фотосинтезу CO_2 і домішки шкідливих газів з атмосферного повітря. Крім того, вони осаджують з атмосферного повітря твердо-фазні частинки.

Ділянка трав'янистої рослинності площею 1 м^2 за один світловий день поглинає CO_2 з $15\text{--}16\text{ м}^3$ повітря. Один гектар стандартних деревних насаджень поглинає за вегетаційний період $520\text{--}700\text{ кг SO}_2$ і орієнтовно 320 кг фтору . Вважають, що комплексний вплив газів посилює газопоглинальну здатність деяких видів. Така реакція, наприклад, спостерігалася у тополі чорній, лоха сріблястого, акації за впливу сірчаної кислоти і аміаку, фтористоводневої кислоти і сірчаного ангідриду і т.д.

Іншою стороною рішення проблеми очищення атмосфери з використанням біофільтрів є підвищена чутливість рослинних організмів (порівняно з людиною) до впливу ряду газів (оксидів азоту, сірки, хлору, фтору), тобто до підвищених концентрацій відповідних елементів.

Реакції рослин проявляються у підвищенні вмісту відповідних елементів в тканинах, анатомо-морфологічних змінах (зміни термінів вегетації, цвітіння та ін., карликовість, гігантизм, хлороз), захворюванні рослин, некроз тканин і загибель рослин.

Існує система індексації стану зелених насаджень по анатомо-морфологічними ознаками для оцінки їх санітарного стану.

На основі аналізу біогеохімічних особливостей деревно-чагарникової рослинності в комплексі з їх санітарним станом рослини можуть бути поділені на чотири групи по співвідношенню поглинальної здатності і стійкості до впливу газів. З цього випливає, що проектування зелених захисних зон (біофільтрів) вимагає знання й обліку цих особливостей і комбінування видів залежно від специфіки умов у тій чи іншій частині СЗЗ.

Біофільтри для очищення стічних вод. Співтовариства деяких водних організмів (ВВР – прикріплені і плаваючі) в поєднанні з мікроорганізмами є концентраторами не тільки біогенних елементів, але і мікроелементів. Це дозволяє використовувати такі системи для очищення від органічних забруднювачів і групи важких металів, тобто очищати як побутові, так і промислові стоки. Численні приклади з очищення побутових стоків з використанням цих технологій є в Україні (наприклад, технології типу біоплато), Швеції, Німеччині та інших краї-

нах. Аналогічні технології, наприклад, наплавні і вдольберегових біоплато використовують також і для очищення промислових стоків (Німеччина, Латвія).

Біоремедіація забруднених ґрунтів і ґрунтів (ґрунтових вод). Природні процеси самоочищення і відновлення фонових характеристик ґрунтів без втручання людини протікають дуже повільно. Інженерні технології відновлення ґрунтів використовують фізичні, хімічні, механічні методи і базуються на двох підходах: іммобілізації поллютантів (обладнання екранів, малопроникних покриттів, додавання речовин, що знижують доступність поллютанта корінню рослин) та видалення поллютантів (відкачування рідких забруднювачів, вакуумна екстракція, обробіток кислотою або спеціальними комплексоутворювачами, механічне видалення забрудненого шару).

Ці методи є надто витратними (у Великобританії середня вартість відновлення одного гектара забруднених токсичними речовинами ґрунтів визначена в 100 000 фунтів), не можуть бути використані в широких масштабах, порівняно з площею територій, які потребують реабілітації, і чинять негативний вплив на інші компоненти середовища при їх використанні.

Рослини і мікроорганізми відіграють виняткову роль в розкладанні органічних забруднювачів і в зниженні вмісту металів в ґрунтах завдяки здатності змінювати їх хімічний статус і становище в системі ґрунт - рослина - вода - атмосфера. Використання рослин для відновлення властивостей ґрунту, або **фіторемедіація**, дозволяє розробляти більш економічні технології, до того ж і екологічно більш прийнятні, оскільки при їх використанні компоненти ґрунту не піддаються додатковому негативному впливу.

Термін «**фіторемедіація**» використовується як найбільш загальне визначення технологій обробітку ґрунту з використанням рослин. Вона може включати такі процеси як фіто-стабілізація, фіто-екстракція, фіто-деградація і фіто-воліталізація.

Фіто-стабілізацію проводять шляхом створення на забрудненій ділянці рослинного покриття з адаптованих до даних умов рослин з метою закріплення поверхні ґрунту, зниження масштабу виносу в поверхневі водотоки забруднювачів, адсорбованих дрібними фракціями ґрунту, і запобігання їх просування вглиб ґрунтового профілю.

Фіто-екстракція являє собою процес вилучення значної кількості певного хімічного елемента, частіше металу, з забрудненого ґрунту, з допомогою використання особливої групи рослин (так званих гіпераккумуляуючих), здатних накопичувати ці метали в кількості до 1% від маси сухої речовини рослини.

Фіто-деградація полягає у прискоренні розкладання органічних забруднювачів субстрату в присутності рослин.

Фітоволіталізація являє собою утворення легко-летучих сполук елементів-забруднювачів за участю рослин і мікроорганізмів і видаляє його таким чином з ґрунту. Цей механізм може бути використаний при відновленні ґрунтів, забруднених ртуттю і селеном.

Віддаючи безумовний пріоритет біотехнологіям при проведенні стабілізації і санації забруднених ґрунтів, дослідники різних країн працюють над створенням повного (завершеного) технологічного циклу фітореабілітації забруднених територій. Дослідження ведуться у трьох основних напрямках: вивчення закономірностей і умов відновлення рослинного покриву на порушених і забруднених землях, розробка екотехнологій відновлення земель на основі підбору видів – ефективних ремедіаторів, розробка схем і технологій поводження з утвореною біомасою, які б запобігали вторинному забрудненню середовища.

При цьому однією з головних проблем є підбір рослин-меліорантів. За своєю здатністю накопичувати в тканинах певні елементи (цинк, кадмій, нікель, селен та ін) рослини можуть бути поділені на види: гіпераккумулятори, акумулятори, індикатори та інертні (не накопичують металів). Частина дослідників орієнтується на використання рослин, яким властива надзвичайно висока акумулююча здатність щодо певних елементів. Інші віддають перевагу видам, які мають не таку високу акумулюючу здатність, але створюють велику кількість біомаси, що дозволяє більш ефективно керувати рухом потоку речовини на сануючій ділянці.

Території, що підлягають реабілітації (наприклад, закриті звалища) можуть характеризуватися цілим комплексом несприятливих фізичних і хімічних факторів (широким діапазоном зміни рН, високою мінералізацією, високими концентраціями металів і органічних забруднювачів, низьким вмістом гумусу, підвищеною вологістю субстрату і проявом заболочування субстрату). Лише деякі рослини мають достатньо широку екологічну валентність і толерантність, щоб бути придатними для цілей фітореабілітації таких ділянок. Домогтися виконання поставленого завдання дозволяє використання природних угруповань піонерних видів деревно-чагарникової рослинності (досвід Великобританії, Росії та інших країн).

Досліди по стабілізації території колишніх звалищ і промислових зон у Великобританії з використанням рослинних угруповань, що включають вербу, тополь, березу, показали істотне поліпшення характеристик ґрунтового субстрату (в тому числі підвищення різноманітності ґрунтових мікробіоценозів) вже після перших 2-3-х років експерименту.

Використання там же монокультури – напівчагарникових видів верби-рослини-акумулятора – дозволило розробити цикл фіто-меліорації, що включає механізовану підготовку траншей і посадку в них саджанців, зрізання пагонів у трирічному віці з упаковкою їх у стандартні «в'язанки», які використовують в якості палива для енергетичних установок. Вловлена спеціальними фільтрами зола підлягає брикетуванню та захороненню на полігонах.

В даний час роботи ведуться вже на 50 дослідних ділянках в різних графствах північно-західній Англії. Оцінка результатів проводиться шляхом розрахунку балансу біомас на основі реалістичних моделей екосистем. Кінцевою метою є формування здорового ґрунтового покриву.

В умовах України, де урбанізовані території характеризуються високим рівнем забруднення ґрунтів і високим рівнем ґрунтових вод, а верби є повсюдно представленою рослиною, використання їх для стабілізації екологічної ситуації в порушених умовах є досить перспективним. Особливо актуальним це може бути для територій, що примикають до сміттєпереробних підприємств і майданчиків зневоднення мулу станцій біологічної очистки стоків.

Найбільш відомі прийоми оптимізації ґрунтових умов на техногенних пустках і ділянках складування твердих відходів в процесі реабілітації (відновлення) цих територій – вапнування та внесення елементів-біогенів. Створення сіяного фітоценозу під захистом полімерного покриття без попереднього нанесення родючого шару дозволяє запобігати водній і вітровій ерозії укосів.

Сіяний фітоценоз створюється підбором суміші насіння спеціально для умов даного регіону. До суміші насіння додають гранули спеціального полімеру і у вигляді водної емульсії із спеціальних (поливальних) машин наносять на поверхню укосу відвалу, дамби або іншу поверхню. Гранули полімеру, розчиняючись, створюють плівку, яка захищає від цвітіння поверхні укосу, що зберігає вологу. Одночасно за рахунок процесу розчинення створюється живильне середовище, в якому можуть розвиватися піонерні рослини - ефемери, які постачають матеріал для розвитку наступних генерацій рослин уже протягом першого сезону. Сіяний фітоценоз створює на поверхні проективне покриття, близьке до 100% (принаймні, на 2-ий сезон). У процесі сукцесії відбувається заміщення в сіяному фітоценозі початкових видів місцевими видами, в тому числі деревно-чагарниковими. Вміст металів у біомасі цього фітоценозу значно нижчий, ніж в рослинах на прилеглій території.

СПИСОК ДЖЕРЕЛ

1. Алексеенко В. А. Эколого-геохимические изменения в биосфере. Развитие, оценка / В. А. Алексеенко. – Москва : Университетская книга, Логос, 2006. – 320 с.
2. Алексеенко В. А. Экологическая геохимия / В. А. Алексеенко. – Москва : Университетская книга, Логос, 2000. – 301 с.
3. Алексеенко В. А. Геохимия ландшафта и окружающая среда. – Москва : Недра, 1990. – 248 с.
4. Глазовская М. А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР / М. А. Глазовская. – Москва : Высшая школа, 1988. – 528 с.
5. Геохимия окружающей среды / Ю. Е. Саэт, Б. А. Ревиг, Е. П. Янин и др. – Москва : Недра, 1990. – 335 с.
6. Экогеохимия городских ландшафтов (сборник) / под. ред. Н. С. Касимова. – Москва : Издательство Московского университета, 1995. – 327 с.
7. Методические указания по оценке степени опасности загрязнения почвы химическими веществами. – Москва: Минздрав СССР, 1987. – 25 с.
8. Ландшафтно-геохимические исследования и окружающая среда. Ростов: РГУ, 1989. – 186 с.
9. Перельман А. И. Геохимия / А. И. Перельман. – Москва : Высшая школа, 1989. – 531 с.
10. Перельман А.И. Геохимия ландшафта / А. И. Перельман, Н. С. Касимов – М.: Астрель, 2000. – 768 с.
11. Геохимия окружающей среды/ Фортескую Дж. – М., Прогресс, 1985. – 425 с.
12. Алексеенко В. А. Химические элементы в геохимических системах. Кларки почв селитебных ландшафтов : Монография / В. А. Алексеенко, А. В. Алексеенко. – Ростов-на-Дону : Издательство Южного федерального университета, 2013. – 388 с. Режим доступа: <http://biblioclub.ru/index.php?page=book&id=240955&sr=1>
13. Державні санітарні правила планування та забудови населених пунктів. Затверджено наказом Міністерства охорони здоров'я України від 19.с.1996. № 173
14. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs ; ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді. Державні гігієнічні нормативи (ДР-97). МОЗ України. Націон. комісія з радіаційного захисту населення України. – Київ. 1997. – 25 с.
15. Закон України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку»
16. Закон України «Про захист людини від впливу іонізуючих випромінювань» від 14 січня 1998 р. № 15/98 ВР. («Голос України». 24 лютого 1998 р. № 35)
17. Закон України про поводження з радіоактивними відходами від 30 червня 1995 р. («Голос України»; № 162/1162 від 30 серпня 1995 р.)
18. Коваленко Г.Д. Радиоэкология Украины: монография / Г. Д. Коваленко, К. Г. Рудя – Киев : Издат.-полиграф. центр «Київський університет», 2001. – 167 с.
19. Козлов В. Ф. Справочник по радиационной безопасности / В. Ф. Козлов. – Москва : Энергоатомиздат, – 1987. – 520 с.

Навчальне видання

ДРОЗД Олена Миколаївна,
ДЯДІН Дмитро Володимирович

КОНСПЕКТ ЛЕКЦІЙ

з навчальної дисципліни

«ГЕОХІМІЯ ДОВКІЛЛЯ»

*(для студентів 4 курсу денної та заочної форм навчання
спеціальності 183 – Технології захисту навколишнього середовища)*

Відповідальний за випуск *Т. В. Дмитренко*

За авторською редакцією

Комп'ютерний набір *Д. В. Дядін*

Комп'ютерне верстання *К. А. Алексанян*

План 2016, поз. 42Л

Підп. до друку 01.07.2016
Друк на різнографі
Зам. №

Формат 60 × 84/16
Ум. друк. арк. 2,66
Тираж 50 пр.

Видавець і виготовлювач:

Харківський національний університет
міського господарства імені О. М. Бекетова,
вул. Маршала Бажанова, 17, Харків, 61002
Електронна адреса: rectorat@kname.edu.ua
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи:
ДК № 5328 від 11.04.2017.